



UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
DEPARTAMENTO DE SOLOS E ENGENHARIA RURAL

DESLOCAMENTO VERTICAL DE FÓSFORO EM SOLO ARENOSO COM
ADUBAÇÕES CONTINUAS DE ESTERCO, SOB CONDIÇÕES
CONTROLADAS

LUAN NUNES DE MELO

AREIA - PB

DEZEMBRO DE 2015



UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
DEPARTAMENTO DE SOLOS E ENGENHARIA RURAL

**DESLOCAMENTO VERTICAL DE FÓSFORO EM SOLO ARENOSO COM
ADUBAÇÕES CONTINUAS DE ESTERCO, SOB CONDIÇÕES
CONTROLADAS**

Luan Nunes de Melo

Orientando

Prof. Dr^a. Vânia da Silva Fraga

Orientador

AREIA- PB

DEZEMBRO DE 2015

LUAN NUNES DE MELO

**DESLOCAMENTO VERTICAL DE FÓSFORO EM SOLO ARENOSO COM
ADUBAÇÕES CONTINUAS DE ESTERCO, SOB CONDIÇÕES
CONTROLADAS**

Trabalho de Graduação apresentado à
Coordenação do Curso de Agronomia da
Universidade Federal da Paraíba Centro
de Ciências Agrárias, em cumprimento
às exigências para a obtenção do título de
Engenheiro Agrônomo.

ORIENTADOR: Prof. Dr^a. Vânia da Silva Fraga

AREIA – PB

DEZEMBRO DE 2015

Ficha Catalográfica Elaborada na Seção de Processos Técnicos da
Biblioteca Setorial do CCA, UFPB, Campus II, Areia – PB.

M528d Melo, Luan Nunes de.

Deslocamento vertical de fósforo em solo arenoso com adubações
contínuas de esterco, sob condições controladas / Luan Nunes de Melo. -
Areia: UFPB/CCA, 2015.

44 f.: ilt

Trabalho de conclusão de curso (Graduação em Agronomia) - Centro de
Ciências Agrárias. Universidade Federal da Paraíba, Areia, 2015.

Bibliografia.

Orientadora: Vânia da Silva Fraga.

1. Neossolo Regolítico 2. Esterco 3. Lixiviação do solo - fósforo I. Fraga,
Vânia da Silva (Orientadora) II. Título.

UFPB/CCA

CDU: 631.4

LUAN NUNES DE MELO

**DESLOCAMENTO VERTICAL DE FÓSFORO EM SOLO ARENOSO COM
ADUBAÇÕES CONTINUAS DE ESTERCO, SOB CONDIÇÕES
CONTROLADAS**

MONOGRAFIA APROVADA EM: 03 / 12 / 2015

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr^a. Vânia da Silva Fraga - Orientador

DSER/CCA/UFPB

Prof. Dr. Bruno de Oliveira Dias – Examinador

DSER/CCA/UFPB

Eng^a Agrônoma Ms. Juliana Zomazete dos Santos – Examinador

Doutoranda do PPGCS/ UFPB

DEDICATÓRIA

A Deus,

A meus pais

E a todos aqueles que de

alguma forma

contribuíram para a

minha formação.

DEDICO.

AGRADECIMENTOS

À Deus, por interceder em todos os momentos de dificuldades e alegria.

Aos meus pais José Antônio de Melo e Maria Marlene Nunes de Melo, por confiarem nesta minha árdua caminhada.

À meus irmãos, Luiz Nunes de Melo e Lucas Nunes de Melo, a minha avó, meu avô e tios que sempre me incentivaram.

À Universidade Federal da Paraíba, Centro de Ciências Agrárias, pela oportunidade de me formar em Agronomia.

À prof.^a Dr.^a Vânia da Silva Fraga e prof. Dr. Bruno de Oliveira Dias, não apenas pelas suas sabias orientações, ensinamentos, mas pelo vínculo de companheirismo e amizade adquirido ao longo de toda vida acadêmica.

À Alex, Mirian, Priscila, Raphael (Mineiro), Juliana, pela amizade, orientações e ensinamentos no laboratório.

À toda equipe do laboratório de Matéria Orgânica, em especial a João Ítalo, Matheus (zé), Eduardo, Tiago (raposa), Renato (mandaca) pela amizade e companheirismo.

Aos amigos que me deram a chance de conviver com eles, Haron, Everton (Vetão), Adauto (o nego), Roberto Pessoa, Uirai (pajé), Augusto Falcão (meu bichote), José Ayron (Seridó), Handerson Raphael (bebim), Ronaldo (baxin), Jair Batista, Isnaldo, Canindé, Jadson, Hiago, Michel e Thalles.

Aos colegas de turma, Renan, Saymon, Eduardo, Edson, Wagner Moraes, Junior Mangaga, Mirelly, Cristine, Micheli, Izabela, Cynthia, dentre muitos que não citei.

A minha namorada, Samara Dayse, pela paciência, companheirismo, tenho certeza que sem você, minha jornada não teria graça.

Obrigado a todos!

Sumário

LISTAS DE FIGURAS	i
LISTAS DE TABELAS	ii
RESUMO	iii
ABSTRACT	iv
1 INTRODUÇÃO	1
2 OBJETIVOS	2
2.1 Geral	2
2.2 Especifico	2
3 REVISÃO DE LITERATURA	2
3.1 Solos da região Nordeste	2
3.2 Esterco bovino na agricultura	3
3.3 Principais perdas de fósforo no solo	3
3.4 Adsorção e Dessorção de P nos solos	4
3.5 Fatores que influenciam na adsorção do fósforo no solo	5
4 MATERIAL E MÉTODOS	6
4.1 Caracterização da área	6
4.2 Transporte de fósforo do solo em colunas	8
4.2.1 Colunas de solo para deslocamento miscível	8
4.3 Estimativa do transporte de fósforo	13
4.4 Descrição do Programa CXTFIT 2.0	16
5 RESULTADOS E DISCUSSÕES	16
5.1 Ensaio de lixiviação do fósforo em colunas de solo adubado com esterco bovino	16
5.2 Isotermas	22
5.3 Balanço de P solúvel em água (Pw)	24
6 CONCLUSÕES	25
7 REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS	26

Lista de Figuras

Figura 1: Localização do município de Remígio no Estado da Paraíba – Brasil.	6
Figura 2: (a) Detalhe interno do sistema de vedação, utilizadas nas bases de fechamento da coluna; (b) Colunas de solo para ensaio de deslocamento miscível, (c) Bomba peristáltica; (d) Coletor de fração modelo Gilson FC206.	9
Figura 3: Lixiviação de P, com dados observados nas profundidades de 10 (A), 20 (A1), 30 (A2), 40 (A3) e 50 (A4) cm; Cinética de dessorção em solo arenoso adubado com esterco bovino e lixiviado com solução salina, utilizando fitas-Fe em cinco profundidades de solo 10 (B), 20 (B1), 30 (B2), 40 (B3) e 50 (B4) cm, média de duas repetições.....	17
Figura 4: dados observados (•) e estimados (—) pelo programa CXTFIT, nas profundidades de 10 (B e C); 20 (B1 e C1); 30 (B2 e C2) e 40cm (B3 e C3), em 1 sitio com com duas repetições; A profundidade de 50 cm não foi ajustada pelo cxtfit.	19
Figura 5: Isotermas de Freundlich e Langmuir pelo método Batch (A, A1, A2, A3 e A4) e Cinética de dessorção de P utilizando fitas-Fe (B, B1, B2, B3 e B4) para as profundidades de 10, 20, 30, 40 e 50 cm.	23

Lista de Tabelas

Tabela 1: Caracterização física de cinco camadas de um Neossolo Regolítico eutrófico, adubado com esterco bovino.	7
Tabela 2: Caracterização química de cinco camadas de um Neossolo Regolítico eutrófico, adubado com esterco bovino.	7
Tabela 3: Fósforo lixiviado até 120 volumes de poros (V_p) em colunas de solo, nas profundidades de 10, 20, 30, 40 e 50cm.	18
Tabela 4: Parâmetros da cinética de dessorção (fitas de Fe) de fósforo em solo arenoso adubado com esterco bovino nas profundidades 10, 20, 30, 40 e 50 cm.	20
Tabela 5: Parâmetros hidrodispersivos obtidos pelo ajuste ao modelo CDE a um sítio de sorção a partir dos ensaios de lixiviação de fósforo no solo, na vazão de $3,64 \text{ cm}^3 \text{ min}^{-1}$	21
Tabela 6: Parâmetros de dessorção (Fitas - Fe) e das isotermas de Freundlich e Langmuir ajustados por meio de regressão não linear para as profundidades de um NEOSSOLO REGOLÍTICO.	24
Tabela 7: Balanço de P_w do experimento com colunas e no experimento de campo de um NEOSSOLO REGOLÍTICO nas Profundidades de 0-10, 10-20, 20-30, 30-40 e 40-50 cm.	25

MELO, Luan Nunes. **Deslocamento vertical de fósforo em solo arenoso com adubações contínuas de esterco, sob condições controladas.** Areia – PB, 2015. 44p. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Agrônômica) – Universidade Federal da Paraíba.

RESUMO

A adubação do solo por meio da aplicação de esterco é a forma mais comum de fertilização no sistema de produção da agricultura familiar, porém essa aplicação é realizada, na maioria das vezes, em grandes quantidades o que contribui para o processo de lixiviação de nutrientes contaminando lençóis freáticos. O objetivo foi avaliar o deslocamento vertical do P (fosforo), em um solo arenoso adubado com esterco bovino, em condições de laboratório. O solo estudado foi Neossolo Regolítico eutrófico, coletado no município de Remígio - PB, em cinco profundidades, 0-10, 10-20, 20-30, 30-40 e 40 -50 cm. Utilizou-se o método de deslocamento miscível em colunas de solo com 10 cm de comprimento; 2,56 cm de diâmetro utilizando bomba peristáltica com vazão de $3,64 \text{ cm}^3 \text{ min}^{-1}$. Os parâmetros de adsorção e dessorção foram estimados pelo programa Sigma Plot 10, utilizando regressão não linear. Por intermédio das curvas de eluição do P identificou o mecanismo do processo de transporte do P e determinou os parâmetros hidrodispersivos por meio dos modelos convecção-dispersão (CDE), intermédio do programa CXTFIT 2.0. Os elevados coeficientes de correlação obtidos, a partir das equações linearizadas de Langmuir e Fleundlich, indicam que os modelos de adsorção foram significativamente capazes de estimar a adsorção de P nos solos, estimou-se uma perda de mais de 1 Kg ha^{-1} de P, nas camadas mais profundas. Os resultados obtidos mostram que a adubação com esterco bovino, em solo arenoso, oferece risco real de contaminação das águas subterrâneas da região.

Palavras chaves: Neossolo Regolítico, capacidade máxima de adsorção, lixiviação de P.

MELO, Luan Nunes. **Phosphorus vertical displacement in sandy soil with continuous manure fertilization under controlled conditions**. Areia – PB, 2015. 44p. Final Paper of Course Completion. (Graduation in Agronomy Engineering) – Universidade Federal da Paraíba.

ABSTRACT

The soil fertilization through manure application is the most common form of fertilization in the Family Farming production system, but this application is carried out, in most cases, erroneously, resulting in loss of nutrients and groundwater contamination. This study aimed to evaluate the vertical displacement of P (phosphorus) in a sandy soil fertilized with cattle manure in laboratory conditions. The soil studied was a Regolithic Neosol Eutrophic collected in the municipalities of Remígio, Sitio Lajedo do Tetéu in five depths, 0-10, 10-20, 20-30, 30-40 and 40 -50 cm. Were used the miscible displacement in soil columns with 10 cm length method; 2.56 cm diameter, utilizing peristaltic pump with a flow rate of $3.64 \text{ cm}^3 \text{ min}^{-1}$. The adsorption and desorption parameters were estimated using the Sigma Plot program 10 using nonlinear regression. Through the P elution curves were identified the mechanism of P transport process and determined the hidrodispersive parameters by convective-dispersion models (CDE) through the CXTFIT 2.0 program. The high correlation coefficients obtained from the linearized Langmuir and Fleundlich indicate that adsorption models were significantly able to estimate the adsorption of P in the soil, a loss of more than 1 Kg ha^{-1} of P was estimated in the deeper layers. The results showed that cattle manure fertilization in sandy soil, offers real risks of groundwater contamination of the region.

Key words: Regolithic Neosol Eutrophic, maximum adsorption capacity, leaching P.

1 INTRODUÇÃO

A perda de fertilidade dos solos da região Nordeste está relacionada ao uso e manejo do solo, (Falcão Sobrinho & Falcão, 2002). Além disso, devido à alta intensidade das chuvas em determinados períodos do ano, a ausência de cobertura vegetal, a pouca profundidade dos solos e os baixos teores de matéria orgânica, intensificam os processos erosivos e a perda de nutrientes (Fraga & Salcedo, 2004).

Geralmente, os solos da região semiárida e Agreste do nordeste brasileiro também apresentam baixos teores de Nitrogênio (N) total e de fosforo (P) extraível (Santos et al., 2008). Por esse motivo, o esterco é muitas vezes aplicado de forma excessiva em áreas de agricultura familiar, dedicadas à produção de alimentos principalmente para o seu autoconsumo, como: o milho (*Zea mays*), feijão mulatinho (*Phaseolus vulgaris*), feijão de corda ou caupi (*Vigna unguiculata*), fava (*Vicia faba*) e mandioca (*Manihot esculenta*), as quais, segundo Sabourin et al., (2000) podem receber aplicações de doses de esterco que oscilam entre 4 e 12 Mg ha⁻¹.

A adubação do solo por meio da aplicação de esterco é a forma mais comum de fertilização no sistema de produção da agricultura familiar. As doses desse insumo são geralmente calculadas em função do N que a planta necessita, e como a relação N/P do esterco é mais baixado que a relação N/P que as plantas absorvem, o P é aplicado além da necessidade das culturas, resultando na sua acumulação no solo (Galvão et al., 2008). Em solos arenosos adubados com esterco bovino encontraram variações significativas nas proporções de P entre as camadas de solo, indicando que houve movimento descendente do P, provavelmente em formas orgânicas Galvão & Salcedo (2009).

No solo o P é considerado relativamente imóvel no solo, devido à forte interação com a fase sólida (adsorção) e à formação de precipitados com cálcio (Ca), ferro (Fe) e Alumínio (Al), que limitam a concentração de P reduzindo assim o risco de perda por lixiviação. Por esse motivo, o escoamento superficial é o principal mecanismo de perda de P do solo (Sharpley & Halvorson, 1994; Basso, 2003). Apesar disso, resultados na literatura têm mostrado que a lixiviação de P pode ocorrer em algumas condições, como em solos estruturados com fluxo preferencial (Djodjic et al., 2004; Sharpley et al., 2001) e em solos arenosos (Galvão et al., 2008). Devido a fração areia ter baixa adsorção de P, adubações excessivas podem tornar os solos facilmente saturados com P, promovendo sua lixiviação no perfil Galvão & Salcedo (2009).

A lixiviação de P em solos pode causar problemas ambientais pelo fato de aumentar a concentração desse nutriente na água subterrânea (Leinweber et al., 2002). A lixiviação não é tão significativa em comparação com as outras vias de transporte de fósforo no solo, mas tem

recebido maior atenção nas últimas décadas, devido a eutrofização das águas (McDowell & Sharpley, 2001; Leinweber et al., 2002).

2 OBJETIVOS

2.1 Geral

Avaliar o deslocamento vertical do P, em um solo arenoso adubado com esterco bovino, em colunas de lixiviação, sob condições controladas.

2.2 Específico

Caracterizar as propriedades de adsorção de P das cinco camadas, utilizando as equações de Langmuir e Freundlich, relacionando com os teores de Fe e Al extraído com oxalato.

Realizar experimentos de deslocamento miscível, com solução salina diluída, nas cinco camadas de solo, para determinação do fator de retardo (R), no deslocamento do P, utilizando o programa CXTFIT 2.0.

3 REVISÃO DE LITERATURA

3.1 Solos da região Nordeste

No mundo, assim como no Brasil, existe uma grande diversidade de tipos de solos, cada um com características químicas, físicas, morfológicas e biológicas próprias, o que lhes confere aptidão de uso e manejo distintas. Essas características, quando associadas a outros fatores ambientais como, clima e relevo, determinam o tipo adequado de cultura para ser cultivado em cada solo (Capeche, 2008).

Considerando a região Nordeste, observa-se tipos climáticos que variam do quente e úmido ao quente e seco, passando por uma faixa de transição semi-úmida. Solos menos intemperizados, como os do Agreste Paraibano, ocorre mobilidade de P no perfil do solo, tanto nas formas orgânicas, quanto inorgânicas (McDowel & Sharpley., 2001). Galvão et al. (2008) analisando solos arenosos na Paraíba com aplicações contínuas de esterco bovino, encontraram P nas camadas de 20–40 e 40–60 cm, indicando perdas por lixiviação.

O Neossolo Regolítico é um tipo de solo predominante na região, apresenta textura arenosa e baixa capacidade de adsorção de nutrientes, quando comparado com solos argilosos, naturalmente, possui teor baixo de matéria orgânica e nitrogênio que diminuem, após alguns anos de uso (Menezes & Silva, 2008). Este solo é intensamente utilizado na agricultura,

recebendo anualmente, grandes quantidades de matéria orgânica, para suprir sua baixa fertilidade (Tito et al., 1997).

Ocorrem, em grande parte dessa região, solos de média a alta fertilidade natural, em geral pouco profundos em decorrência de seu baixo grau de intemperismo. Em virtude de suas peculiaridades climáticas, edafobiológicas e socioculturais, estas áreas encontram-se seriamente ameaçadas de degradação (Melo Filho & Souza, 2006). Xavier et al. (2009) trabalhando com solos arenosos adubados com composto orgânico em Ubajara - CE, também verificaram que aplicações constantes favoreceram o aumento do teor de P e encontraram P na profundidade de 50 cm do solo. A conclusão desses autores citados é que ocorre a lixiviação de P em solo arenosos.

3.2 Esterco bovino na agricultura

A adubação com esterco bovino é uma prática bastante comum utilizadas pelos agricultores. Nas últimas décadas, essa prática vem retomando a sua importância, devido ao crescimento da preocupação com o ambiente e com a alimentação saudável (Silva et al., 2000).

A composição dos estercos é muito variável, sendo influenciada por vários fatores, como a espécie animal, a raça, a idade, a alimentação. Grande parte da quantidade de nitrogênio, fósforo e potássio ingerida pelos animais adultos são eliminadas nas fezes e urina, em média o esterco fresco de bovinos contém cerca de 1,4% de N, 0,8% de P e 1,4% de K. Sendo assim, essa composição e as características do esterco indicam que este material possui potencial para a utilização direta no solo como fertilizante orgânico (Severino et al, 2006).

Nos resíduos orgânicos de origem animal uma grande parte do nitrogênio encontra-se já na forma mineral, fornecendo N às culturas, mas podendo ser perdido por volatilização ou por lixiviação, uma vez que o amônio é rapidamente transformado em nitrato. O potássio encontra-se totalmente disponível, enquanto que mais da metade da quantidade de fósforo ainda está na forma orgânica (Severino et al, 2006).

A aplicação contínua de esterco tem contribuído para aumentar o estoque de P total no solo, tendo-se observado, um deslocamento em profundidade do P adicionado na superfície do solo (Galvão et al.,2008). Além das perdas por arraste superficial, a lixiviação é um dos principais processos envolvidos na perda de nutrientes no solo. O P, devido à adsorção específica, tem baixa mobilidade no solo, razão pela qual as perdas ocorrem, principalmente, via escoamento superficial (Sharpley & Halvorson, 1994). Em algumas situações, no entanto, as perdas de P em camadas sub-superficiais do solo podem ser significativas, como em áreas com aplicação excessiva de P via fertilizante mineral ou orgânico (McDowell & Sharpley, 2001).

3.3 Principais perdas de fósforo no solo

O fósforo (P) tem sido determinado como um dos nutrientes mais limitantes ao rendimento das culturas, apesar de sua relativa abundância na crosta terrestre (Ranno et al. 2007). No solo o P é considerado relativamente imóvel, devido à forte interação com a fase sólida (adsorção) e à formação de precipitados com cálcio (Ca), ferro (Fe) e alumínio (Al) (Olatuyi et al., 2009), que limitam a concentração de P solúvel reduzindo assim o risco de perda por lixiviação.

Apesar disso, resultados na literatura têm mostrado que a lixiviação de P pode ocorrer em algumas condições, como em solos estruturados com fluxo preferencial (Djodjic et al., 1999; Sharpley et al., 2003) e em solos arenosos (Ojekami et al., 2011; Kang et al., 2011). Devido a fração areia ter baixa adsorção de P, adubações excessivas podem tornar os solos facilmente saturados com P, promovendo sua lixiviação no perfil (Galvão & Salcedo, 2009)

Conhecendo a distribuição de P dentro de cada fração pode fornecer uma indicação do potencial de P no solo sugerindo diferentes práticas de manejo do solo (Castillo & Wright, 2008), para reduzir as perdas por lixiviação. As perdas de fósforo no solo ocorrem, via enxurrada e erosão (perdas superficiais) e via lixiviação (perdas subterrâneas) (McDowell et al., 2001). As perdas devido às enxurradas e erosão chegam a valores entre 75 e 90% de P e são influenciadas pelo tipo de fertilizante, método de aplicação, intensidade, tempo da chuva após a aplicação do P e cobertura vegetal (Sharpley & Halvorson, 1994).

A lixiviação é outra forma de perda de P, principalmente em solo arenoso que tem baixa capacidade de adsorção de P, com isso a segunda situação de perdas de P em solo fertilizado (ex. inorgânico ou orgânico), excede a capacidade máxima de adsorção e não consegue reter-se no perfil do solo, causando uma perda para o lençol freático (Piovesan et al., 2009).

As perdas subterrâneas são menores quando comparadas às perdas superficiais, podendo ser inferiores a 1 % do P total aplicado (Sharpley & Halvorson, 1994). As perdas de P por lixiviação são insignificantes em termos econômicos para o produtor, porém, começam a ter importância em termos de eutrofização, já que valores de 0,02 a 0,03 mg de P L⁻¹ na água podem desencadear esse processo (Conama 2005).

3.4 Adsorção e Dessorção de P nos solos

A adsorção é um processo espontâneo que consiste na transferência de íons da solução para a fase sólida do solo, sendo o principal responsável pelos baixos teores de fosfato na solução do solo (McBride, 1994). Esse fenômeno ocorre continuamente e/ou após a adição de P solúvel no solo (Sims & Pierzynski, 2005).

As forças que atuam no processo de adsorção podem ser classificadas como um processo físico ou químico. Na adsorção física, também denominada adsorção de van der Waals

ocorrem forças de interação entre as moléculas, já na adsorção química ou quimiossorção, ocorrem interações específicas entre o adsorvente (solo óxidos) e o adsorvato (soluto) com energia equivalente para formação das ligações químicas (Teixeira et al., 2001).

A adoção de sistemas de manejo do solo visem aumentar os teores de matéria orgânica, pH e a atividade microbiana, tem a capacidade de interferir no processo, reduzindo a adsorção de fósforo. Os grupos funcionais carboxílicos e fenólicos presentes na matéria orgânica são responsáveis pelo bloqueio dos sítios de carga positiva dos óxidos de Fe e Al, reduzindo a adsorção do fósforo (Borling et al., 2001). Por meio da calagem, o pH do solo e a atividade dos íons OH^- em solução aumentam, promovendo a precipitação de ferro (Fe) e alumínio (Al), reduzindo as formas de P-Fe e P-Al de baixa solubilidade devido a geração de cargas negativas pela desprotonação de hidroxilas expostas nas argilas e matéria orgânica ocorre a repulsão entre o fosfato e a superfície adsorvente.

3.5 Fatores que influenciam na adsorção do fósforo no solo

Os diferentes mecanismos e níveis energéticos em que ocorrem as reações de adsorção e os fatores que o influenciam, como o pH da solução do solo (Falcão & Silva, 2004; Chaves et al., 2007), tipo de mineral de origem (Eberhardt et al., 2008), presença de íons, teor de matéria orgânica (Salcedo et al., 1990), temperatura e tempo de contato com as partículas do solo (Havlin et al., 2005), determinam o grau de reversibilidade dessa interação P versus colóide do solo (Camargo, 2001).

O processo de adsorção dos fosfatos no solo depende da variação do pH desse solo. O aumento do pH torna o meio cada vez mais negativo, devido à presença de OH^- , que faz com que as cargas da superfície das partículas do solo também fiquem mais negativas. Isso aumenta a repulsão e conseqüentemente diminui o potencial de adsorção dos fosfatos pelo solo. Já com o meio mais ácido, as cargas H^+ predominando as superfícies dos colóides que ficam mais carregados positivamente, o que eleva o potencial eletrostático com os íons aniônicos presentes na solução (Novais et al., 2007).

A adsorção de P em solos ácidos ocorre primeiramente com a formação do complexo de esfera interna entre um ânion (H_2PO_4^-) e um cátion (metal) que é constituído de um solo, com mineral de argila ou óxido Fe e Al (Sims & Pierzynski, 2005). Segundo Pierzynski et al. (2005), os fosfatos presentes na solução do solo comportam-se como ligação de Lewis e apresentam uma tendência para formar complexos de esfera externa ou interna com os elementos H^+ , Mg^{+2} , Ca^{+2} , Fe^{+3} e Al^{+3} . O fosfato pode se ligar à superfície dos oxidróxidos em formas monodentadas, em que um oxigênio do fosfato é ligado ao metal, e bidentadas, em que duas moléculas de oxigênio são ligadas ao metal (Parfitt, 1989).

De acordo com estimativas, feitas por Hernani et al. (2002), as perdas anuais de solo por erosão em áreas ocupadas por lavouras e pastagens, no Brasil, são da ordem de 822,7 milhões de toneladas, acarretando ao país um prejuízo total de aproximadamente \$ 4,24 bilhões por ano. Na região Nordeste esse cenário não está muito distante, visto que a região semiárida tem o processo erosivo como o principal fator de degradação do solo (Sampaio et al., 2005).

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Caracterização da área

As amostras de solo estudadas foram coletadas em área de propriedade de agricultura familiar no Sítio Lajêdo do Tetêu, Remígio, Agreste da Paraíba, localizado geograficamente sob as coordenadas 06° 59'31'' de latitude Sul e 35° 47'50'' de longitude a Oeste do meridiano de Greenwich e a uma altitude de 495 m acima do nível do mar.

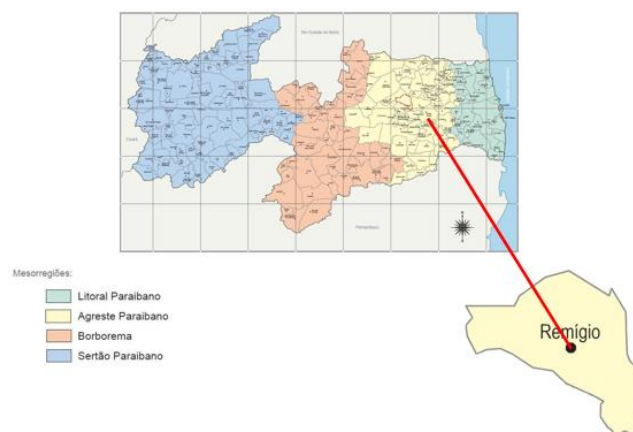


Figura 1: Localização do município de Remígio no Estado da Paraíba – Brasil.

Na área selecionada o solo dominante é o Neossolo Regolítico eutrófico (Embrapa, 2006), de textura arenosa a franco-arenosa. Para a escolha da área foi adotado como critério o elevado teor de P, decorrente da aplicação de elevadas doses de esterco bovino. Amostras de solo a cada 10 cm de profundidade foram coletadas até a camada de 50 cm para a caracterização física e química do solo (Tabela 1 e 2).

As análises físicas das amostras de solo realizadas no Laboratório de Física do Solo da Universidade Federal da Paraíba, no Departamento de Solos e Engenharia Rural (UFPB/DSER), foram as seguintes: densidade do solo (D_s) de terra fina seca ao ar pelo método da proveta e densidade das partículas (D_p) pelo método do balão volumétrico (Embrapa, 1997).

Tabela 1: Caracterização física de cinco camadas de um Neossolo Regolítico eutrófico, adubado com esterco bovino.

Prof (cm)	Ds (g cm ⁻³)	Dp (g cm ⁻³)	ε (%)	Argila (g kg ⁻¹)	Classe textural
10	1,44	2,82	49	55	Areia franca
20	1,43	2,81	49	41	Areia franca
30	1,37	2,75	50	42	Areia franca
40	1,36	2,70	50	47	Areia franca
50	1,36	2,72	50	65	Areia franca

Profundidade (Prof), Densidade do solo (Ds), Densidade de partículas (Dp), Porosidade (ε)
n=3 amostras compostas

As análises químicas foram realizadas no Laboratório de Matéria Orgânica do Solo da UFPB, e constaram de: carbono orgânico total (COT) (Snyder; Trofymow, 1984); pH em água (1:25); P extraível com Mehlich-1; P extraível em água, deionizada, (sobrenadante filtrado em membrana de 0,45 µm); P total por digestão sulfúrica (H₂SO₄/H₂O₂) (Galvão e Salcedo, 2009) sendo o P nos extratos determinado por colorimetria (Murphy; Riley, 1962);, K e H+Al extraível por Mehlich-1; Ca e Mg extraíveis por KCl 1 mol L⁻¹ (Embrapa, 2006); Fe e Al foram extraídos com solução de oxalato de amônio 0,2 mol L⁻¹ a pH 3 e em amostra separada extraídos também por solução de ditionito-citrato e bicarbonato (DCB) (Schwertmann, 1964) e determinados por absorção atômica, no Instituto Nacional do Semiárido (INSA) (Tabela 2).

Tabela 2: Caracterização química de cinco camadas de um Neossolo Regolítico eutrófico, adubado com esterco bovino.

Características	Unidades	Camadas (cm)				
		0-10	10-20	20-30	30-40	40-50
pH	1:2,5(H ₂ O)	7,26	7,64	7,69	7,53	7,0
COT	mg g ⁻¹	8,78	7,56	6,13	5,82	4,94
Pext	mg kg ⁻¹	91,7	42,3	32,4	25,8	25,5
Pw	mg kg ⁻¹	4,22	2,91	2,05	2,68	2,51
Pt	mg kg ⁻¹	269	250	156	127	76,4
K	mg kg ⁻¹	65,9	58,6	51,4	44,9	38,4
Ca _{EX}	cmol _c kg ⁻¹	4,38	5,0	4,38	3,75	3,13
Mg	cmol _c kg ⁻¹	0,5	0,5	0,5	1,25	1,75
Fe-ox	mg g ⁻¹	0,815	0,703	0,670	0,775	0,609
Al-ox	mg g ⁻¹	1,307	1,306	1,121	1,128	0,963
Fe +Al-ox	mg g ⁻¹	2,122	2,009	1,791	1,903	1,572
Fe-dit	mg g ⁻¹	0,553	0,573	0,477	0,668	0,786
Al-dit	mg g ⁻¹	0,975	0,978	0,683	0,618	0,746
Fe +Al-dit	mg g ⁻¹	1,528	1,551	1,160	1,286	1,532

pH; COT- carbono orgânico total; Pext- Fósforo extraível por Mehlich-1; Pw -fósforo solúvel em água; P_T - fósforo total; K- Potássio extraível por Mehlich-1; Ca_{EX} – cálcio extraído em KCl ; Mg – magnésio; Pext, P_T e K- (n=4) .

4.2 Transporte de fósforo do solo em colunas

4.2.1 Colunas de solo para deslocamento miscível

Preenchimento das colunas com solo

O solo utilizado para o estudo de deslocamento de fluidos miscíveis está descrito no item 4.1. O ensaio foi instalado no Laboratório de Matéria Orgânica do Solo, DSER/UFPB. O conjunto de transporte de íons é composto por colunas de acrílico com 2,56 cm de diâmetro interno e 10 cm de comprimento, sendo as bases de PVC constituídas internamente com anel de borracha para garantir perfeita vedação do sistema. Na parte superior e inferior da coluna, colocou-se uma chapa de latão de 3 mm de espessura perfurada (orifícios com diâmetro de 2 mm) e, em seguida, um filtro de nylon para impedir a perda do solo durante a realização do ensaio (Figura 2a).

O conjunto composto por coluna e base inferior foi pesado antes e após o preenchimento com o solo adubado, para a determinação da densidade do solo. O preenchimento das colunas foi realizado acondicionando o solo na coluna em camadas de aproximadamente 2 cm, levemente compactadas com bastão de vidro (Figura 2b).

As colunas foram representadas em duplicatas para as profundidades de solo 10; 20, 30, 40 e 50 cm, iniciando o processo de saturação ascendente muito lento, em torno de 24 horas, de forma a expulsar todo o ar dos poros até atingir os 10 cm da coluna de solo, com uma solução salina de cloreto de cálcio (CaCl_2) 0,001 M e cloreto de potássio (KCl) 0,001 M. O contato solo: solução foi mantido por 24 horas, após esse período, iniciou-se a lixiviação.

O deslocamento miscível do P nas colunas foi realizado de forma descendente, utilizando-se bomba peristáltica IPC Ismatec, com 8 canais, (Figura 2c), conectada por capilares à extremidade superior da coluna utilizando-se a solução salina (CaCl_2 e KCl) com uma vazão média de $3,64 \text{ cm}^3 \text{ min}^{-1}$.

O efluente foi coletado em alíquotas com tempo pré-fixado, utilizando-se um coletor de frações automático Gilson FC206 (Figura 2d). O fósforo coletado foi quantificado por colorimetria, conforme Murphy & Riley (1962).

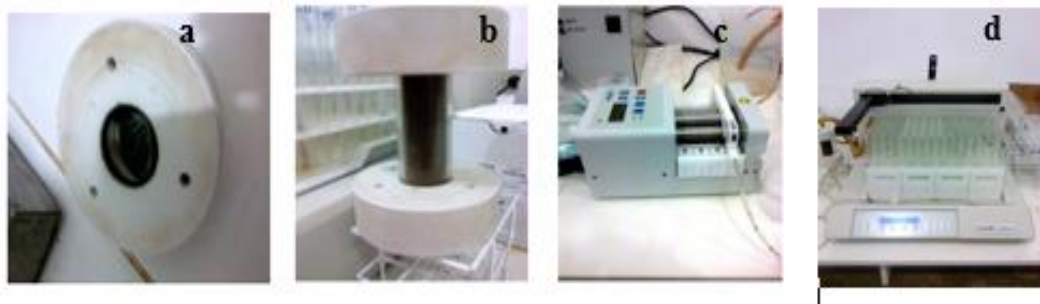


Figura 2: (a) Detalhe interno do sistema de vedação, utilizadas nas bases de fechamento da coluna; (b) Colunas de solo para ensaio de deslocamento miscível, (c) Bomba peristáltica; (d) Coletor de fração modelo Gilson FC206.

No ensaio que envolveu colunas de solo para deslocamento miscível, foram quantificados os seguintes parâmetros: densidades do solo (D_s) e da partícula (D_p), volume de poros (V_p), porosidade (ε), vazão (Q), fluxo (q), e, velocidade média da solução nos poros (v).

Cálculo para o volume de poros

O volume de poros (V_p), para as cinco camadas estudadas, foi determinado de acordo com a equação seguinte:

$$V_p = V_c * \varepsilon = \pi r^2 h \left(1 - \frac{D_s}{D_p}\right) \quad (1)$$

sendo:

V_p = volume de poros do solo na coluna (cm^3)

V_c = volume da coluna (cm^3)

ε = porosidade total ($\text{cm}^3 \text{ cm}^{-3}$)

r = raio interno da coluna (cm)

h = altura de solo na coluna (cm)

D_s = densidade do solo (g cm^{-3})

D_p = densidade das partículas (g cm^{-3}).

A vazão (Q) foi calculada por meio da relação:

$$Q = \frac{V}{t} \quad (2)$$

Onde:

Q = vazão ($\text{cm}^3 \text{ h}^{-1}$)

V = volume da solução (cm^3)

t = tempo (h)

O fluxo, q (cm h^{-1}) foi calculado por meio da relação:

$$q = \frac{Q}{A} \quad (3)$$

Sendo:

A - seção transversal da coluna, cujo valor foi de 5,14 cm².

A velocidade média da água nos poros, v (cm h⁻¹), foi determinada por meio da relação:

$$v = \left(\frac{V}{A}\right) / t \quad (4)$$

Sendo:

v = soma do volume de poros

Cinética de dessorção do fósforo utilizando papel impregnado com ferro (fitas-Fe)

Para encontrar o fósforo residual no solo (Q_R) foi realizado o procedimento recomendado por Van der Zee & Van Riemsdijk, (1991) utilizando-se fitas de papel saturadas com Fe para retirar o P remanescente na superfície do solo após o deslocamento miscível. O solo foi retirado das colunas, seco ao ar, peneirado e três subamostras retiradas para a determinação. Tanto a fabricação das fitas de papel impregnadas com oxi-hidróxidos de ferro como o processo de dessorção do P residual foram descrito a seguir conforme Van der Zee & Van Riemsdijk (1991).

a) Fitas de papel impregnadas com ferro

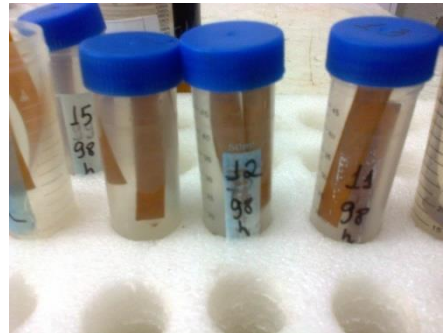
Discos de papel de filtro com 11 cm de diâmetro, com variação de peso entre 0,945 a 0,960 g, foram mergulhados em solução de cloreto férrico (FeCl₃) contendo 100 g L⁻¹ por 20 segundos e depois pendurados para secar por 1 hora a temperatura ambiente.

Em um becker de 500 mL, foi adicionado 200 mL de solução de hidróxido de amônio (NH₄OH) e 15% de amônia (NH₃), e agitado suavemente com agitador magnético. Um filtro previamente impregnado com Fe foi apoiado na borda superior do becker durante 2,5 minutos para cada face e, posteriormente, colocado para secar por 24 horas a temperatura ambiente. Em seguida, os filtros foram lavados com água deionizada para retirar o excesso de sais e depois colocado para secar. De cada filtro foi obtido em média 7 fitas de 6 cm de comprimento por 1 cm de largura.

b) Extração de fósforo do solo utilizando fitas impregnadas com ferro

Em tubos de centrífuga de 45 mL (Fig 3), foram depositados 3 g do solo que foram retirados das colunas eluídas no experimento descrito anteriormente no item 3.2.2.1, em seguida, foi adicionado 30 mL de água deionizada e quatro fitas do papel impregnado com Fe; os tubos foram agitados por períodos de 0; 1; 7; 22; 28; 43; 52; 67 e 72 horas. Após cada período, as fitas foram retiradas e substituídas por novas. As fitas foram retiradas do tubo de centrífuga com o auxílio de uma pinça, seguidas da lavagem com água deionizada para retirar as

partículas de solo, com seringa de 1 mL, utilizando 0,5 mL para cada lado da fita. O jato de água foi direcionado sobre a fita de forma que as partículas caíam dentro do tubo de centrifuga, visando reduzir perdas de material. Após lavadas, as fitas foram transferidas para o tubo de centrifuga, contendo 30 mL de solução sulfúrica (H₂SO₄) a 0,2 M, e agitado por 24 horas. Em seguida, foi retirada uma alíquota do sobrenadante, para determinação de P pelo método de Murphy e Riley (1962).



c) Avaliação dos parâmetros de dessorção

A partir dos dados obtidos nos ensaios de dessorção de P com fitas de Fe, o fósforo adsorvido na superfície do solo (Q_{in}) e a taxa de dessorção (k_d) foram estimados segundo a equação 8 utilizando o programa Sigma Plot 10 (Systat Software, 2006).

Como a dessorção do P no solo foi realizada na presença de uma superfície de alta afinidade de P e de elevada capacidade de extrair P do solo (Fitas-Fe), então a equação foi reduzida para:

$$\frac{\partial Q}{\partial t} = -k_d Q \quad (5)$$

e integrando com a condição:

$$T = 0, Q = Q_{in} \quad (6)$$

a quantidade dessorvida será dada por

$$Q^* = Q_{in} - Q(t) \quad (7)$$

que resulta em

$$Q^*(t) = Q_{in} \{1 - \exp(-k_d t)\} \quad (8)$$

sendo que:

Q^* = fósforo desorvido (mg kg^{-1})

Q_{in} = fósforo adsorvido (mg kg^{-1})

k_d = taxa de desorção (h^{-1})

t = tempo (h)

Cinética de adsorção pelo método de Batch

A metodologia para estimar a adsorção de P foi a denominada “batch”, adaptando a metodologia descrita em Farias et al. (2009). Agitaram-se 4 g de solo (de cada profundidade em triplicata) em solução de CaCl_2 a $0,01 \text{ mol L}^{-1}$ com concentrações crescentes de P (0; 5; 10; 20; 40; 60 e 100 mgL^{-1}) por um período de 24 horas. Em seguida as suspensões foram centrifugadas e determinado o P do sobrenadante (solução em equilíbrio) (Murphy; Riley, 1962).

A concentração adsorvida foi determinada através da eq. 27, proposta por Soares e Casagrande (2009) e adaptada por Salcedo (comunicação pessoal) para estimar a quantidade de P adsorvido inicial (Q_{ini}) segundo Van der Zee et al. (1987):

$$[P]_{ads} = \frac{V_{solução}[(C_0 - C_e)]}{M_{solo}} + Q_{ini} \quad (9)$$

Onde:

$[P]_{ads}$: concentração de P adsorvida (M M^{-1})

$V_{solução}$: volume de solução (L^3)

C_0 : concentração de P da solução inicialmente adicionada (M L^{-3})

C_e : concentração de P remanescente na solução de equilíbrio (M L^{-3})

M_{solo} : massa do solo (M)

Q_{ini} : fósforo adsorvido extraído com fitas de ferro (M M^{-1})

Os dados obtidos no ensaio de “batch” foram ajustados pelas equações de Langmuir e Freundlich utilizando o programa SigmaPlot 10 (Systat software, 2006).

A isoterma de Langmuir descreve um processo de adsorção rápido e reversível do P na superfície de oxi-hidróxidos e metal-fosfatos presentes no solo.

$$\frac{\partial Q}{\partial t} = k_a C (Q_m - Q) - k_d Q \quad (10)$$

Descrita pela equação de equilíbrio cinético (Eq. 11), que estima a capacidade máxima de adsorção de P (Q_{max}) e a energia de ligação do P ao solo (K_L):

$$[P]_{ads} = \frac{Q_{max} K_L C_e}{1 + K_L C_e} \quad (11)$$

Onde:

[P] ads : concentração de P adsorvida ($M M^{-1}$)

Q_{max} : capacidade máxima de adsorção de P do solo ($M M^{-1}$)

K_L : constante relacionada com energia de ligação entre o solo e P ($L^3 M^{-1}$)

C_e : concentração remanescente na solução de equilíbrio ($M L^{-3}$)

A isoterma de Freundlich, é uma das primeiras equações empíricas para descrever dados de equilíbrio entre P em solução e fase sólido. O nome da isoterma é devido a sua extensiva utilização por Erwin Freundlich (1932) embora tenha sido usada por muitos outros pesquisadores. A equação 30 ilustra a forma da equação de Freundlich.

$$q_e = K_f C_e^{nf} \quad (12)$$

Onde: q_e é a quantidade de P adsorvida,

K_f é a constante de Freundlich,

C_e é concentração inicial de adsorvato no meio.

nf é um parâmetro que depende da temperatura e é usualmente maior que 1. Quanto maior o valor de n a isoterma se desvia da forma linear.

4.3 Estimativa do transporte de fósforo

O transporte de solutos em subsuperfície é afetado por uma variedade de processos de não-equilíbrio químico e físico. O não equilíbrio químico pode ocorrer como um resultado de cinéticas variáveis de adsorção, enquanto que o não equilíbrio físico é causado pelo regime de fluxo heterogêneo.

Modelos de não-equilíbrio químico consideram a adsorção em sítios que apresentam um equilíbrio quase instantâneo entre as fases líquida e sólida, enquanto que outros sítios são governados por cinéticas de primeira ordem mais lenta. Nestes dois casos admite-se total reversibilidade do processo de sorção. Dependendo do tipo de fase sólida, vários autores consideram que a parte mais lenta do processo de sorção pode incluir uma fase de difusão para o interior das partículas dos óxi-hidróxidos de Fe. Neste caso, a saída do P seria tão lenta que o processo poderia ser considerado parcialmente irreversível.

Em contraste, o não equilíbrio físico é frequentemente modelado usando formulação com duas regiões ou “two-site”. Considera-se que contem duas regiões líquidas distintas, uma móvel e outra imóvel; a transferência de massa entre as duas regiões é modelado como um processo de primeira ordem (Barizon et al., 2006). O modelo de não equilíbrio dos dois sítios faz uma distinção entre o tipo-1 (equilíbrio) e o tipo-2 (cinética de primeira ordem) dos sítios de sorção

(Van Genuchten, 1980). Quando existe o fluxo estacionário em um solo homogêneo, o transporte de um soluto sorvido linearmente é dado pela equação (13):

$$\frac{\partial \theta c}{\partial t} + \frac{\partial \rho_b S}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left[D \frac{\partial c}{\partial z} \right] - \frac{\partial qc}{\partial z} \quad (13)$$

Onde:

S - fração sorvida (mg kg^{-1});

q = fluxo água (mL min^{-1})

ρ_b = densidade do solo (g cm^{-3})

c - concentração de soluto (mg L^{-1})

D - coeficiente de dispersão hidrodinâmica ($\text{cm}^2 \text{h}^{-1}$)

Z - coordenada espacial (cm);

t - tempo (h).

O transporte do soluto ocorre por difusão ou seja, o soluto dissolvido em água desloca-se de uma região de maior concentração para uma região de menor concentração, visando igualar a concentração em toda a massa líquida. Esse fenômeno ocorre independentemente da velocidade do soluto, mas é acentuado pela turbulência resultante dos mecanismos de mistura mecânica (Milfont, 2006).

$$q = -D_0 \frac{dc}{dz} \quad (14)$$

Onde:

q – densidade do fluxo (cm h^{-1})

D_0 - coeficiente de difusão ($\text{m}^2 \text{s}^{-1}$)

dC/dx - gradiente de concentração [$(\text{M.L}^{-3}).\text{L}^{-1}$]

O sinal negativo indica que o movimento ocorre da região de maior concentração para aquela de menor concentração. Para sistemas cuja concentração varia com o tempo aplica-se a segunda lei de Fick, que é descrita pela equação (15).

$$\frac{\partial c}{\partial t} = D_0 \frac{\partial^2 c}{\partial z^2} \quad (15)$$

z – comprimento (m)

t – tempo (h)

O coeficiente dispersivo-difusivo (D), também chamado de coeficiente de dispersão hidrodinâmica, representa o efeito combinado da dispersão mecânica e da difusão iônica (Oliveira, 2001), é um movimento proporcionado por variações na velocidade de deslocamento da solução através de poros individuais e entre poros de diferentes tamanhos, formas e direções (Nielsen et al., 1986; van Genuchten e Wierenga, 1986; Araújo et al., 2003). A difusão iônica origina-se em resposta à existência de gradientes de concentração (Costa, 2008). O coeficiente dispersivo (D) foi dado pela equação:

$$D = \lambda v + D_0 \quad (16)$$

D - coeficiente de dispersão ($\text{m}^2 \text{s}^{-1}$)

λ - dispersividade (m)

v = velocidade média de escoamento no meio poroso (m s^{-1})

τ - coeficiente de tortuosidade

Ao manipular a equação 16, obteve-se a equação modificada de convecção-dispersão:

$$R \frac{\partial c}{\partial z} = D \frac{\partial^2 c}{\partial z^2} - v \frac{\partial c}{\partial z} \quad (17)$$

R – fator de retardo

O fator retardo (R) é definido como a capacidade de retenção de um meio poroso em reter um soluto durante o processo de escoamento de uma solução no solo, e seu valor dependerá das interações entre o soluto e o solo (Matos, 1995; Ferreira, 2001). Esse fator representa a defasagem existente entre a velocidade de avanço do soluto e a velocidade de avanço da frente de molhamento da solução percolante, sendo a primeira menor quando há interação entre os solutos e os componentes da fase sólida do solo. O fator de retardo é dado pela seguinte equação:

$$R = \left(1 + \frac{\rho_b K_d}{\theta} \right) \quad (18)$$

Onde:

R = fator de retardo;

ρ_b = densidade do solo (g cm^{-3});

K_d = coeficiente de distribuição linear ($K = S/C$), representando as concentrações distribuídas entre a fase líquida (C) e a fase adsorvida (S);

θ = umidade volumétrica da água nos poros ($\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$)

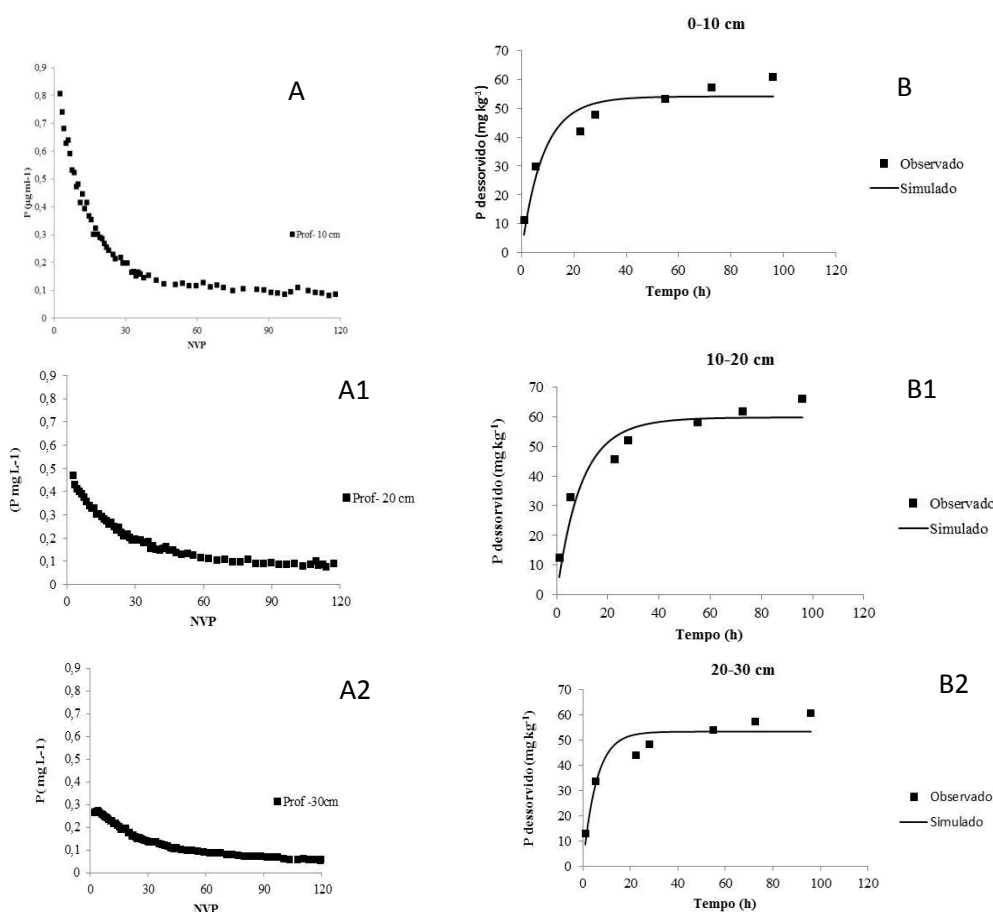
4.4 Descrição do Programa CXTFIT 2.0

A determinação dos parâmetros hidrodispersivos foi obtida com o programa CXTFIT 2.0 (*Code for Estimating Transport Parameters from Laboratory or Field Tracer Experiments*) desenvolvido por Parker & van Genuchten (1984). O programa utiliza o método de otimização não-linear dos mínimos quadrados na estimativa dos parâmetros de transporte de solutos. O CXTFIT 2.0 é um programa considerado específico para estimar os parâmetros hidrodispersivos de um solo e possui diversas soluções analíticas para várias condições iniciais e de contorno.

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1 Ensaio de lixiviação do fósforo em colunas de solo adubado com esterco bovino

Para os ensaios de lixiviação de fósforo no solo foram percolados aproximadamente 120 volumes de poros (V_P) (Figura 3). De acordo com a figura 3, observa-se que a camada de 10 cm apresentou uma maior lixiviação de P, se comparadas as demais, (Figura 3 A), porém todo esse P está sendo lixiviado para as camadas mais profundas, ocasionando uma saturação de P na camada de 50 cm (figura 3 A4), fazendo com que a lixiviação de P seja menor na mesma.



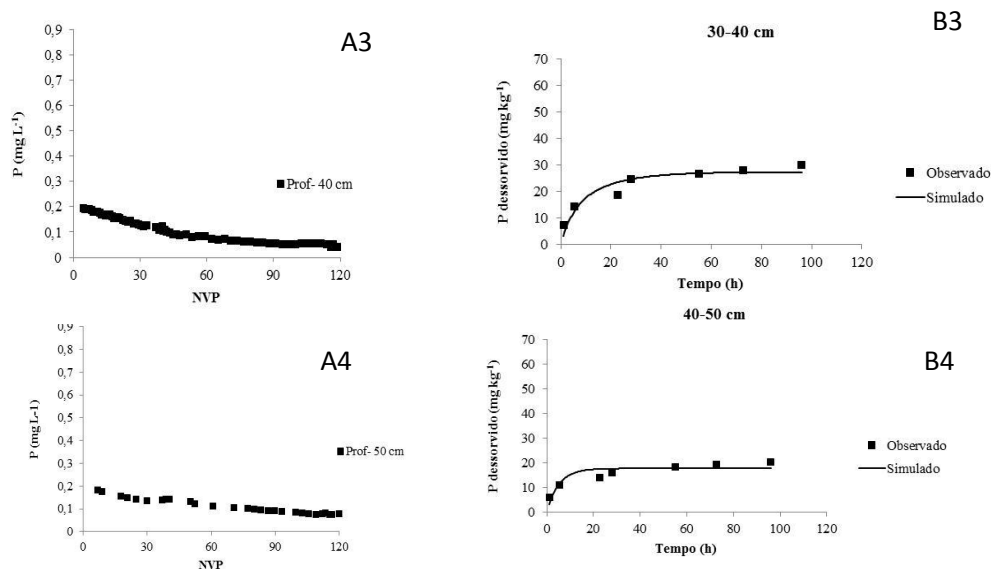


Figura 3: Lixiviação de P, com dados observados nas profundidades de 10 (A), 20 (A1), 30 (A2), 40 (A3) e 50 (A4) cm; Cinética de dessorção em solo arenoso adubado com esterco bovino e lixiviado com solução salina, utilizando fitas-Fe em cinco profundidades de solo 10 (B), 20 (B1), 30 (B2), 40 (B3) e 50 (B4) cm, média de duas repetições.

Essa maior lixiviação de P na profundidade de 10 cm é causada devido ser nessa camada onde são realizadas as adubações, para as profundidades mais profundas (Tabela 3). Além disso, observa-se que essa perda foi maior aos 20 VP, tornando-se praticamente constante com o aumento do volume de poros (figura 3 A). Azevedo (2014) avaliando diferentes fontes orgânicas na adubação, observou elevadas perdas de P, advindo de esterco de suínos e bovinos, principalmente na camada de 0-10cm. Galvão et al. (2008) observou um aumento significativo no teor de P total nas camadas de 20-40 e 40-60 cm, com aplicação de esterco bovino, encontrando teores ao redor de 7 mg kg^{-1} do P solúvel na camada mais profunda (40-60 cm), o que indica deslocamento vertical de P ao longo do perfil.

Tabela 3: Fósforo lixiviado até 120 volumes de poros (Vp) em colunas de solo, nas profundidades de 10, 20, 30, 40 e 50cm.

Profundidade	P Lix	VT _{Lix}	L	T
cm	µg	cm ³	Mm	h
120 Vp				
10	458±1,44	2331±101	1215±52,7	11,6±0
20	316±60,9	1988±190	1078±168	9,6±1,27
30	275±23,25	2221±35,4	1188±18,9	10,8±0,035
40	204±46,88	2211±5,36	1183±2,87	11,3±0,117
50	241±49,48	1994±73,4	1215±17,5	10,4±0,129

P lix= fósforo lixiviado, Vt= volume total de P lixiviado, L=lâmina de água e T=tempo; ± desvio padrão; média de duas repetições.

Com relação as profundidades de 40 e 50 cm, apresentaram os menores valores de perda do Pw, após a passagem de 120 vp, devido o teor de argila nessa profundidade (Tabela 1). Segundo Novais & Smyth (1999) o aumento do teor de argila do solo proporciona aumento da adsorção de P, embora de maneira muito menos expressiva do que em solos mais intemperizados, como os do Cerrado. Além disso, a presença de óxidos de ferro e alumínio é outro fator importante, pois controla a movimentação vertical do fósforo no perfil do solo (Pinto, 2012).

Outro fator que contribuiu para essa maior lixiviação de P nas camada superficiais foi uma menor energia de ligação dos fosfato aos colóides do solo, ou seja, a cinética de dessorção do fósforo foi rápida na fase inicial, tornando-se lenta ao longo do tempo, mantendo-se constante ao final da reação. A quantidade de fósforo extraído pelas fitas-Fe aumentou exponencialmente com o aumento do tempo em todas as camadas, porém a primeira extração com fitas-Fe retira o fósforo adsorvido com menor energia e à medida que esse se esgota, as quantidades removidas pela fita-Fe tornam-se pequenas porque a energia de ligação do fosfato com os colóides aumenta. No ensaio com fitas-Fe, o P na camada 10 cm foi o que encontrou-se menor, fósforo adsorvido (Qin), ou seja, uma menor cinética de dessorção (Figura 3 B).

Os resultados de lixiviação de P observados e simulados, foram ajustados pelo programa cxtfit até o tempo de 5h que corresponde a 60 vp que é quando a relação entre a concentração e o tempo começa a ficar constante. A profundidade de 50 cm, não mostra uma cinética clara, devido nessa camada esta insaturada com P, advindo das profundidades acima, e a sua liberação torna-se muito lenta (Figura 4).

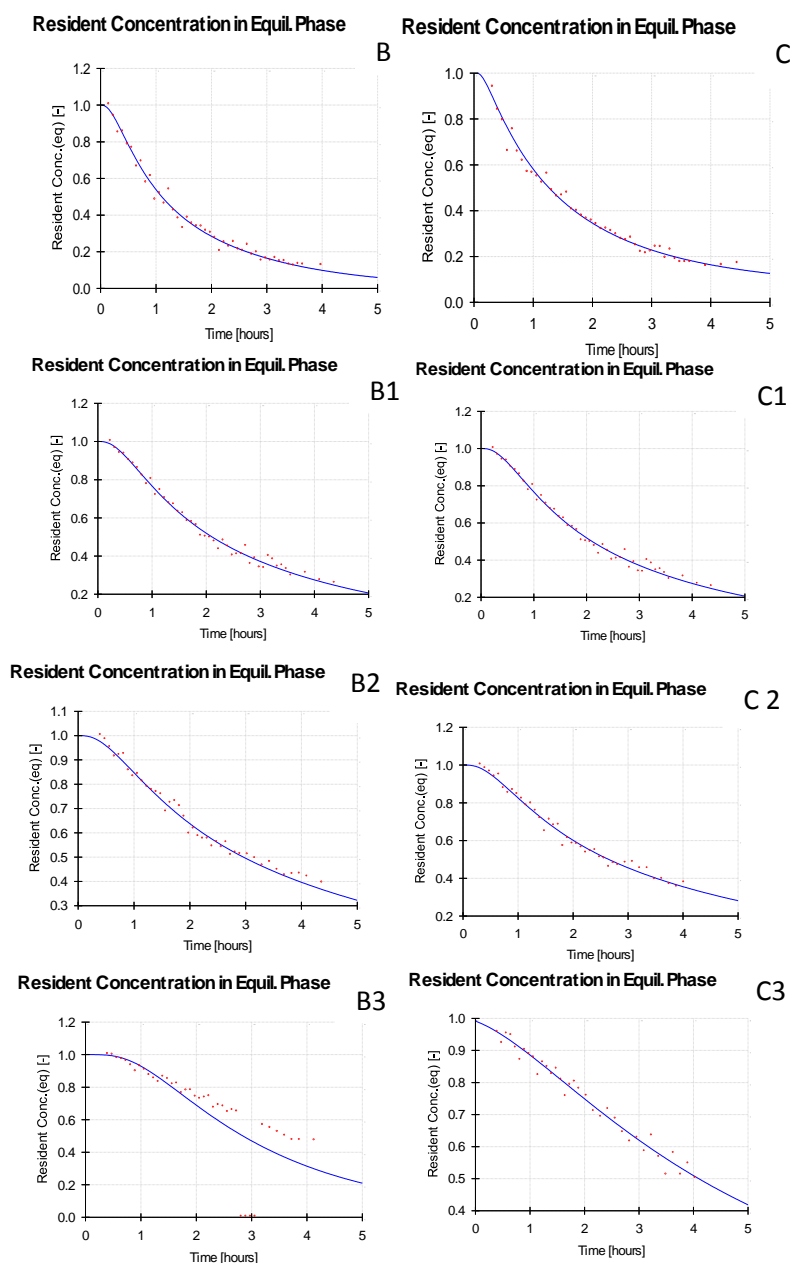


Figura 4: dados observados (•) e estimados (—) pelo programa CXTFIT, nas profundidades de 10 (B e C); 20 (B1 e C1); 30 (B2 e C2) e 40cm (B3 e C3), em 1 sitio com duas repetições; A profundidade de 50 cm não foi ajustada pelo cxtfit.

Rheinheimer et al.; (2003), observou que em um Latossolo vermelho distrófico típico, o solo cultivado sob Sistema de plantio direto apresentou maior dessorção de fósforo, comparado sistema tradicional. Para o mesmo, esse comportamento é atribuído ao acúmulo do fósforo adicionado apenas na camada superficial no solo sob o sistema de plantio direto, enquanto no sistema convencional, com o revolvimento, há a redistribuição nas camadas mais profundas. Segundo o mesmo autor, a taxa de dessorção constante aumentou com o decréscimo do teor de

argila e ferro dos solos, evidenciando que a dessortividade do fósforo foi maior nos solos mais arenosos. Fato que ocorreu no presente trabalho.

O fósforo adsorvido (Q_{in}) e a taxa de dessorção (k_d) foram encontrados com base em cinética de primeira ordem (van der Zee & Gjaltema 1992). Observou-se que os maiores valores foram encontrados nas camadas de 20 e 30 cm. Em relação ao k_d os resultados tiveram o sentido contrário do Q_{in} , maior valor nas camadas de 10 e 50 cm, enquanto que nas outras três camadas os resultados foram semelhantes (Tabela 4). O P que estava menos adsorvido no solo estava na camada superficial de 10 cm e foi nesta camada que foi menos dessorvido, isso ocorre devido ser nessa camada onde a um maior teor de matéria orgânica do solo, a mesma bloqueia as cargas positivas dos óxidos de Fe e Al, que na mesma são maiores (Tabela 2), influenciando na disposição do P no solo.

Em relação ao k_d os resultados tiveram o sentido oposto do Q_{in} , maior valor na profundidade de 50 cm ($0,194 \text{ h}^{-1}$), e menor nas profundidades de 10 e 20 cm, com uma significância de 5% de probabilidade para todas as camadas, exceto a de 30 cm que não apresentou significância (Tabela 4). Sato e Comerford (2005), observou que o aumento do pH (4,7 para 5,9 e 7,0, respectivamente) do solo diminuiu (21 e 34 %) a adsorção de fósforo. Por outro lado o K_d diminuiu junto com o pH.

Além disso, a cinética P na profundidade de 50cm foi mais rápida, ou seja, foi preciso apenas 11,11 h para dessorver 63% de todo o P adsorvido (Tabela 4). Por outro lado, as profundidades de 10 e 20 cm foi mais lenta, com 34,08 e 37,61h respectivamente.

Tabela 4: Parâmetros da cinética de dessorção (fitas de Fe) de fósforo em solo arenoso adubado com esterco bovino nas profundidades 10, 20, 30, 40 e 50 cm.

Profundidade Cm	Pads mg kg ⁻¹	R ²	Kd H	Tempo característico	R ²
10	54,1	0,884**	0,160	6,25	0,884*
20	59,7	0,891**	0,136	7,35	0,891*
30	53,3	0,872**	0,189	5,29	0,872 ^{ns}
40	27,3	0,844**	0,222	4,51	0,844*
50	17,64	0,796**	0,192	5,20	0,796*

Pads= Q_{in} – fósforo dessorvido (Extraído com fitas de Fe); K_d – constante de dessorção de P; R² – coeficiente de determinação; **Significativo a 1%;* Significativo a 5%; ns- não significativo (n=2).

O transporte de P foi obtido a partir do modelo convectivo-dispersivo em não-equilíbrio – CDE, no programa CXTFIT em contra partida comparou-se com a concentração medida no efluente das colunas como a concentração relativa (C/C_0) (Figura B A e 4 C).

Os valores dos coeficientes de dispersão (D) e a dispersividade (λ) entre camadas foram diferentes, a camada 10-20 cm foi superior em relação às outras camadas (Tabela 4). Já em trabalhos realizados por Lima (2012) o maior valor do coeficiente dispersão-difusão (D) foi encontrado para a camada de 20-40 cm. De acordo com Santos & Dumont (2007) a dispersividade quanto mais elevada, maior será a diferença entre a velocidade média da solução nos poros e a velocidade da solução dentro de poros individuais, assim, a frente de lixiviação (frente de molhamento) torna-se mais dispersa no solo.

Um outro estudo com lixiviação de fósforo no solo em colunas de 4 cm, velocidade de $0,18 \text{ cm h}^{-1}$ e dois solos em camadas 0-25 e 0-40 cm, contendo 100 e 250 g kg^{-1} de argila, o coeficiente D para os dois solos foram $9 \times 10^{-5} \text{ cm}^2 \text{ h}^{-1}$ (Van der Zee & Van Riemsdijk, 1986), comparando os resultados do solo estudado com esses autores, o coeficiente D foi superior (Tabela 5), devido a maior velocidade de água nos poros.

Tabela 5: Parâmetros hidrodispersivos obtidos pelo ajuste ao modelo CDE a um sítio de sorção a partir dos ensaios de lixiviação de fósforo no solo, na vazão de $3,64 \text{ cm}^3 \text{ min}^{-1}$.

Profundidades	D	R	Ω	r^2	P_e	λ
Cm	$\text{cm}^2 \text{ h}^{-1}$					cm
0-10	$764 \pm 10,4$	$10,82 \pm 0,410$	$1,08 \pm 1,07$	0,92	$1,45 \pm 0,02$	$6,87 \pm 6$
10-20	1069 ± 416	$17,53 \pm 3,93$	$89,48 \pm 1,11$	0,99	$1,16 \pm 0,65$	$9,31 \pm 3,62$
20-30	$775 \pm 31,25$	$25,28 \pm 174$	100 ± 0	0,98	$1,47 \pm 0,57$	$7,01 \pm 0,28$
30-40	448 ± 205	$34,72 \pm 7,81$	$48,7 \pm 54$	0,79	$2,71 \pm 1,21$	$4,2 \pm 1,88$

D - coeficiente de dispersão; R - fator de retardo; ω - o número de Damkhöler; r^2 - coeficiente de determinação; P_e - número de Péclet \pm – desvio padrão; λ - dispersividade \pm – desvio padrão. Médias de duas repetições e \pm – erro quadrático médio, calculado pelo CXTFIT.

O fator de retardo (R) variou de 10,82 a 34,72. R descreve os processos de interação química entre o elemento-P e o solo. Esse aumento no fator de retardo em relação a profundidade, está associado a um aumento no teor de argila do solo, onde nas camadas mais profundas esses foi maior (Tabela 1), muito embora os teores de Fe e Al nessa camada tenham sido menores (Tabela 2) esses óxidos estão adsorvendo o P, devido a nessa camada ter pouca presença de matéria orgânica, isso aumenta o fator de retardo. As profundidades 30-40 cm,

observou os valores mais elevados, representando uma alta interação entre solo-soluto e consequente adsorção de fósforo (Tabela 5).

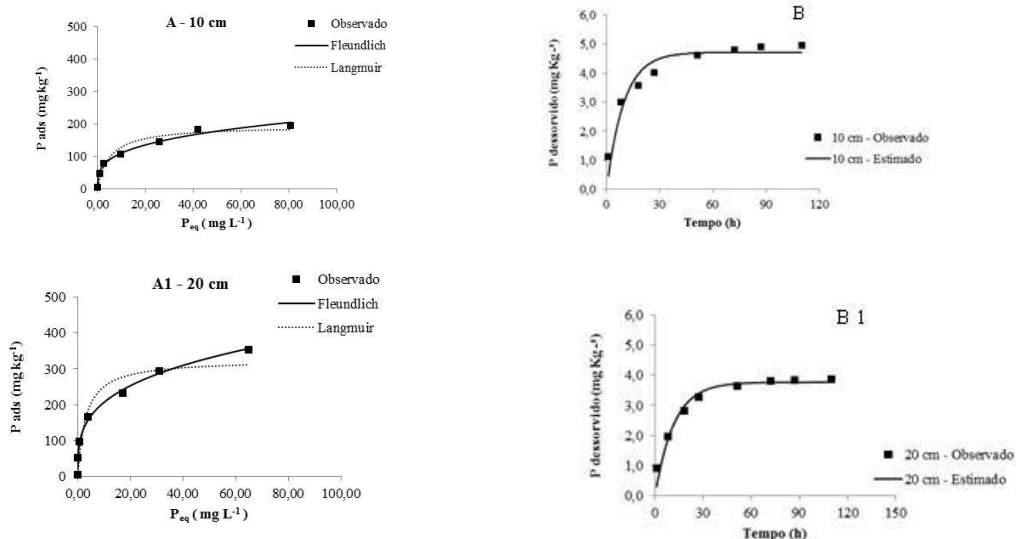
Contudo, não foi possível estimar o fator de retardo para a profundidade de 50 cm, porém nesta camada os teores de P_{fitas} e P_w foram baixíssimos indicando que o P não chegou nesta camada então não tem como ele ser liberado. Na superfície o fator de retardo é menor, porém os teores de Fe+Al são maiores nessa camada. Segundo Moreira et al., (2004) a presença da matéria orgânica na camada superficial, bloqueia a superfície do Fe +Al e forma os quelatos de Fe, Al, por isso que o fator de retardo na superfície é menor, contribuindo para uma menor adsorção de fósforo. Com relação ao número de Damkohler (ω), o mesmo está associado ao coeficiente de transferência de massa; ele mostra a importância dos fenômenos de transferência com relação à convecção, sobre uma distância L.

A dispersividade (λ) do P ou o caminho percorrido do P nas camadas 0-10; 10-20 e 20-30 e 30-40 cm foi maior 211; 558; 420 e 4,11 vezes respectivamente. Contudo, observa-se que o coeficiente D tem relação muito próxima com a λ e como o coeficiente D foi maior na camada 10-20 cm a λ nesta camada também teve o maior valor (Tabela 4).

5.2 Isotermas

A capacidade de adsorção de P ajustada pelas isotermas de Langmuir e Fleundlich aumentou progressivamente com o aumento da profundidade. Os valores de dessorção foram consistentes com os dados ajustados pela equação de Langmuir, pois com o aumento em profundidade houve aumento da energia de ligação (K_L), consequentemente uma cinética de dessorção de P (K_d) mais lenta.

As curvas de isotermas (Figura 7 A) mostra a relação entre o P_w na concentração de equilíbrio e o P adsorvido na fase sólida. O primeiro momento da curva, o P adsorvido aumenta muito mais rápido em relação ao P na concentração de equilíbrio, já no segundo momento o P na concentração de equilíbrio aumenta muito mais rápido em relação ao P adsorvido.



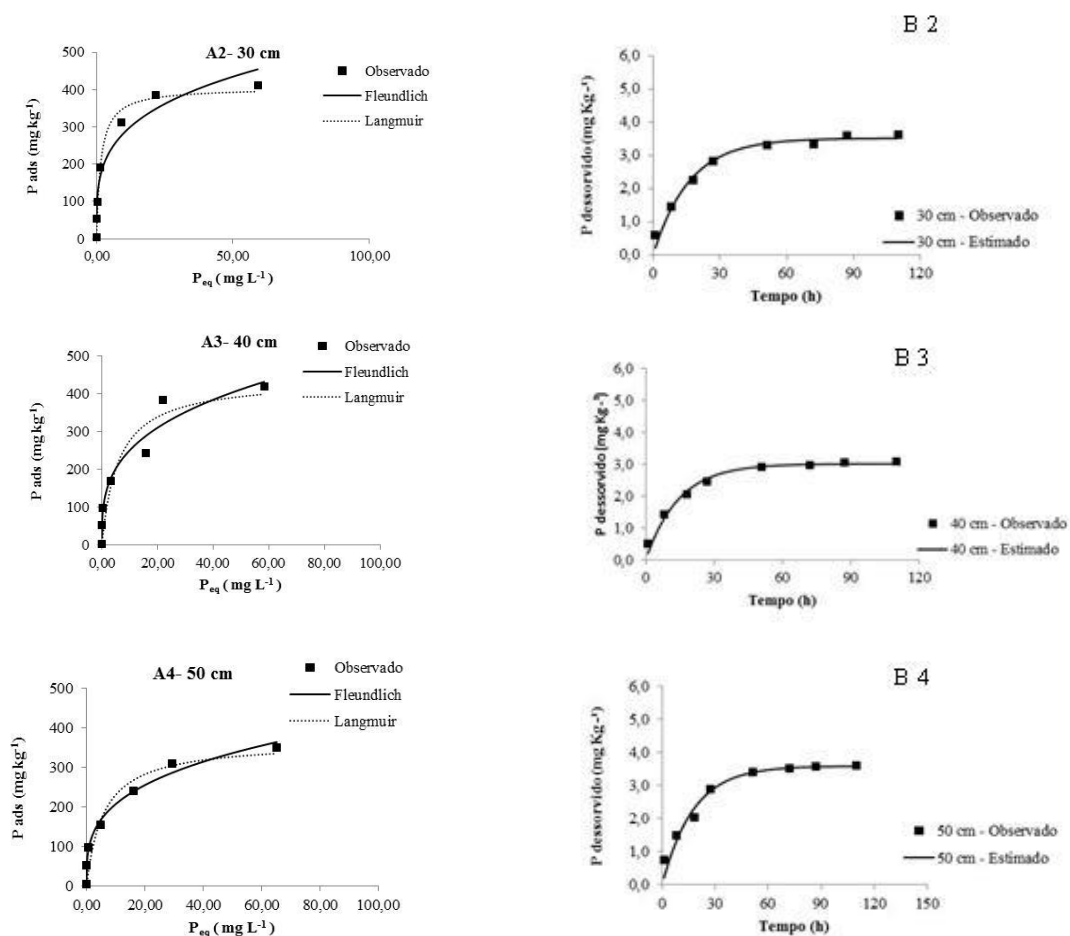


Figura 5: Isotermas de Freundlich e Langmuir pelo método Batch (A, A1, A2, A3 e A4) e Cinética de dessorção de P utilizando fitas-Fe (B, B1, B2, B3 e B4) para as profundidades de 10, 20, 30, 40 e 50 cm.

Os elevados coeficientes de correlação obtidos, a partir das equações linearizadas de Langmuir (Tabela 6), indicam que os modelos de adsorção foram significativamente capazes de estimar a adsorção de P nos solos. Os parâmetros ajustados pela isoterma de Freundlich e de Langmuir estão apresentados na Tabela 6. Os melhores ajustes foi para a isoterma de Freundlich para todas as camadas exceto a camada de 20-30cm.

Tabela 6: Parâmetros de dessorção (Fitas - Fe) e das isotermas de Freundlich e Langmuir ajustados por meio de regressão não linear para as profundidades de um NEOSSOLO REGOLÍTICO.

Prof.	Dessorção			Freundlich			Langmuir			Qmax
	Q _{in}	K _{des}	R ²	K _F	n _F	R ²	K _L	Qmax	r ²	Fe e Al
cm	mg kg ⁻¹	h ⁻¹					L kg ⁻¹	mg kg ⁻¹		mg kg ⁻¹
0 a 10	4,71 ± 0,19	0,103 ± 0,021	0,91**	111±3,28	0,293±0,008	0,99**	0,262 ± 0,11	194 ± 15	0,94**	167
10 a 20	3,76 ± 0,13	0,085 ± 0,013	0,94**	107±7,23	0,285±0,019	0,99**	0,334 ± 0,17	325 ± 32	0,92**	210
20 a 30	3,52 ± 0,10	0,061 ± 0,007	0,97**	154±21,4	0,265±0,042	0,94**	0,642 ± 0,15	405 ± 19	0,98**	299
30 a 40	3,00 ± 0,08	0,069 ± 0,007	0,97**	140±17,1	0,286±0,036	0,97**	0,216 ± 0,074	451 ± 39	0,96**	300
40 a 50	3,58±0,15	0,057±0,008	0,95**	104±8,24	0,3±0,023	0,99**	0,171±0,079	364 ± 40	0,94**	392

Prof- Profundidade; Q_{ini}– fósforo inicial (Equação 55); K_d – Constante de dessorção de P; K_F- Constante de Freundlich; k_L- constante de Langmuir relacionada à energia de ligação do P; Qmax: capacidade máxima de adsorção de P; Qmax Fe e Al: capacidade máxima de adsorção de P pelo Fe e Al por Van der Zee e Van Reimsdijk (1988) (q MAX= 1/6 * Soma Fe +Al; R² –coeficiente de determinação; ± erro padrão; ** Significativo a 1%.

Valladares et al. (2003), estudando a adsorção de P em solos constituídos por argila de atividade baixa de diferentes regiões do Brasil, observaram ampla variação nos valores de adsorção de P para as primeiras profundidades. Falcão & Silva (2004), avaliando as características de adsorção de P em alguns solos da Amazônia Central, também constataram ampla variação na adsorção de P, principalmente na profundidade de 10 cm.

Ranno et al., (2007) avaliando CMAP dos solos de várzea do RS, observou ampla variação na CMAP dos solos estudados, para o mesmo, essas diferenças devem estar associadas com o material de origem dos solos do RS, que, aliado à ação dos agentes intemperizantes ao longo do tempo, originam solos com características físicas e químicas diversas e, consequentemente, possuem colóides que interagem diferentemente com os diversos elementos químicos, entre eles o P.

5.3. Balanço de P solúvel em água (Pw)

A lixiviação com 120 Vp, obteve maiores valores comparados a 20 Vp, especialmente na profundidade de 0-10cm (0,458 mg) (tabela 7). Vale salientar, que a quantidade de ferro e alumínio são maiores nas camadas superficiais, e diminuindo com a profundidade do solo, porém aumenta a adsorção de P, resultados já citados anteriormente.

Tabela 7: Balanço de Pw do experimento com colunas de um NEOSSOLO REGOLÍTICO nas Profundidades de 0-10, 10-20, 20-30, 30-40 e 40-50 cm.

Experimento	Profundidades						
	Variável	Unidade	0-10	10-20	20-30	30-40	40-50 >50 cm
Coluna Lixiviação 20 Vp Lixiviação 120 Vp	Campo Adubado						
	Pwi	mg	0,016	0,008	0,005	0,003	0,003
	Qmax_Fe Al	mg g ⁻¹	352	333	297	316	261
	Pw	mg	0,192	0,113	0,089	0,059	0,055
	Pw	mg	0,458	0,316	0,275	0,204	0,241
	P-Fe	mg g ⁻¹	54,1	59,7	53,3	57,3	17,6
	Balanço de P	mg	0	0,079	0,024	0,03	0,004
Perda de P estimado em 1 ha	deta Q	mg	0,192	0,034	0,065	0,029	0,051
	Pw	Kg					

Pwi (mg)= Quantidade de Fósforo da primeira alíquota; Balanço de P mg (Quantidade que ficou na camada depois da lixiviação)= Pw lixiviado com 120 vp na 1° – Pw lixiviado na camada seguinte; deta Q= Pw lixiviado com 120 vp- balanço de P mg; chuva= (n=6); Fator coluna= Lixiviação 120 vp coluna/Pwini mg da coluna; Pw mg antes da chuva= Pw mg L⁻¹ * Volume de poros da coluna; Chuva lixiviada 120 vp (mg)= Fator coluna *Pw mg antes da chuva; Perda de Pw estimado (kg ha⁻¹) = Quantidade de P lixiviado em laboratório * área (1 ha)/área da coluna.

Contudo, observa-se uma perda de mais de 1 Kg ha⁻¹ de P, para as profundidade maior que 50 cm (Tabela 7). Sendo assim, a utilização agrícola de esterco como adubo, torna-se necessário o conhecimento não só de sua composição química, mas também das características químicas e físicas do solo e necessidades nutricionais da cultura. Formas de manejo errôneas na sua aplicação acarreta em prejuízos financeiros devido à baixa eficiência de sua utilização. Portanto, racionalizar o uso dos esterco é importante, pois se trata de um recurso limitado com custos elevados para as condições financeiras da maioria dos produtores rurais da região semiárida nordestina (Azevedo, 2014).

Além disso, todo o P que está sendo lixiviado pode está se perdendo para as camadas mais profundas, contaminando lençóis freáticos. Sendo assim, torna-se necessário adotar um manejo sustentável, pois conserva o solo, a água e recursos genéticos animais e vegetais e não degrada o meio ambiente; é tecnicamente apropriado, economicamente viável e socialmente aceitável, garantindo a sobrevivência das futuras gerações (Azevedo, 2014).

6 CONCLUSÕES

- Na profundidade de 10 cm, observou uma maior lixiviação de P, devido ser nessa camada onde são realizadas as adubações;
- A quantidade de fósforo extraído pelas fitas-Fe aumentou exponencialmente com o aumento do tempo em todas as camadas;

- Os elevados coeficientes de correlação obtidos, a partir das equações linearizadas de Langmuir, indicam que os modelos de adsorção foram significativamente capazes de estimar a adsorção de P nos solos;
- Estimou-se uma perda de mais de 1 Kg ha⁻¹ de P, nas camadas mais profundas.

7 REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

ARAÚJO, C. A. DE S.; RUIZ, H. A.; SILVA, D. J.; FERREIRA, P. A.; VÍCTOR, H. A. V. e BAHIA FILHO, A. F. DE C. Eluição de fósforo em relação ao tempo de difusão em colunas com agregados de um Latossolo Vermelho distrófico. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.7, p.24-30, 2003.

AZEVEDO, R. P. **Mobilidade de fósforo em solo arenoso adubado com fontes orgânicas e inorgânica de fósforo**. Areia - PB, 2014. 49f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal da Paraíba, 2014.

BALDOCK, J.A.; NELSON, P.N. Soil organic matter. In: SUMNER, M.E. **Handbook of soil science**. CRC Press, 2000. p. 325-375.

BARIZON, R. R. M.; LAVORENTI, A.; REGITANO, J. B.; PRATA, F.; TORNISIELO, V. L. Simulação do transporte e da sorção de imazaquin em colunas de solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 30, p. 615-623, 2006.

BASSO, C. J. **Perdas de nitrogênio e fósforo com aplicação no solo de dejetos líquidos de suínos**. Santa Marias - RS, 2003. 125f. Tese (Doutorado em Agronomia, Biodinâmica do Solo) – Universidade Federal de Santa Maria, 2003.

BORLING, K.; OTABBONG, E.; BARBERIS, E. Phosphorus sorption in relation to soil properties in some cultivated Swedish soils. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 59, p. 39-46, 2001.

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Diário Oficial da União de 18/03/2005. Brasília, 2005.

BRONICK, C.J.; LAL, R. Soil structure and management: A review. **Geoderma**, v. 124, p. 3-22, 2005.

CAMARGO, O. A.; ALLEONI, L. R. F.; CASAGRANDE J. C. Reações dos micronutrientes e elementos tóxicos no solo In: FERREIRA, M. E.; CRUZ, M. C. P.; RAIJ, B. V.; ABREU, C. A. **Micronutrientes e elementos tóxicos na agricultura**. Jaboticabal, CNPq/FAPESP/POTAFOS. p. 89-119. 2001.

CAPECHE, C. L. **Noções sobre tipos de estrutura do solo e sua importância para o manejo conservacionista**. Embrapa Solos: Rio de Janeiro. 2008. 6 p. (Manual Técnico, n. 51)

CASTILLO, M. S.; WRIGHT, A. L. Soil phosphorus pools for Histosols under sugarcane and pasture in the Everglades, USA. **Geoderma**, v.145, p. 130-135, 2008.

CHAVES, L.H.G.; CHAVES, I.B.; MENDES, J.S. Adsorção de fósforo em materiais de Latossolo e Argissolo. **Revista Caatinga**, v.20, p.104-111, 2007.

COELHO, E.A.C.; SILVA, I.F.; CAMPOS FILHO, O.R. Efeitos de diferentes coberturas vegetais e algumas práticas conservacionistas sobre perdas de nutrientes e de componentes texturais do solo. **Agropecuária Técnica**. v. 10, p. 27-35. 1989.

COSTA, E.L. **Desenvolvimento e avaliação de um simulador de chuvas para estudos de infiltração de água no solo**. Lavras-MG, 2006. 78f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Lavras, 2006.

COSTA, V. L. **Formas de fósforo e seu transporte pela enxurrada num Latossolo que recebeu lodo de esgoto**. 2008. 105 f. Dissertação (Mestrado – Agricultura tropical). Campinas. 2008.

DJODJIC, F.; BERGSTRÖM, L.; ULÉN, B. & SHIRMOHAMMADI. A. Mode of transport of surface-applied phosphorus-33 through a clay and sandy soil. **Journal of Environmental Quality**, v. 28, p. 1273-1282, 1999.

DJODJIC, F.; BÖRLING, K.; BERGSTRÖM, L. Phosphorus leaching in relation to soil type and soil phosphorus content. **Journal of Environmental Quality**, v.33, p.678-684, 2004.

EBERHARDT, D.N.; VENDRAME, P.R.S.; BECQUER, T.; GUIMARÃES, M.F. Influência da granulometria e da mineralogia sobre a retenção do fósforo em Latossolos sob pastagens no cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.32, p. 1009-1016, 2008.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos (RJ). **Manual de métodos de análise de solo**. 2ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA-CNPq, 1997. 212p.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. Rio de Janeiro, 2006. 306 p.

FALCÃO SOBRINHO, J.; FALCÃO, C.L.C. Práticas Agrícolas na Serra da Meruoca. **Revista Essentia**. Sobral, 2002. p. 66-81.

FALCÃO, N.P.S & SILVA, J.R.A. Características de adsorção de fósforo em alguns solos da Amazônia Central. **Acta Amazônica**. 34:337-342, 2004.

FARIAS, D. R.; OLIVEIRA, F. H. T.; SANTOS, D.; ARRUDA, J. A.; HOFFMANN, R. B.; NOVAIS, R. F. Fósforo em solos representativos do estado da Paraíba. I – Isotermas de adsorção e medidas do fator capacidade de fósforo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, p. 623-632, 2009.

FERREIRA, P. A. Drenagem. In: Curso de Engenharia de Irrigação. Módulo XI. Brasília: ABEA Superior. 2001. 111p.

FRAGA, V.S; SALCEDO, I.H. Declines of organic nutrient pools in tropical semi-arid soils under subsistence farming. **Soil Science Society of American Journal**. v. 68, p. 215-224. 2004.

GALVÃO, S. R. S.; SALCEDO, I. H. & OLIVEIRA, F. F. Acumulação de nutrientes em solos arenosos adubados com esterco bovino. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.43, n.12, p.99-105. 2008.

GALVÃO, S.R. da S; SALCEDO, I.H. Soil phosphorus fractions in sandy soils amended with cattle manure for long periods. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v, 33, p. 613-622, 2009.

- HAVLIN, J. I.; BEATON, J. D.; TISDALE, S. L.; NELSON, W. L. **Soil fertility and fertilizer**. 7. ed. New Jersey: Person Prentice Hall, 2005. 515 p.
- HERNANI, L.C.; FREITAS, P.L.; PRUSKI, F.F.; De MARIA, I.C.; CASTRO FILHO, C. & LANDERS, J.C. A erosão e seu impacto. In: MANZATTO, C.V.; FREITAS JÚNIOR, E. & PERES, J.R.R., eds. **Uso agrícola dos solos brasileiros**. Rio de Janeiro, Embrapa, 2002. p.47-60.
- KANG, J.; AMOOZEGAR, A.; HESTERBERG, D.; OSMOND, D. L. Phosphorus leaching in a sandy soil as affected by organic and inorganic fertilizer sources. **Geoderma**, v.161, p. 194–20, 2011.
- LEINWEBER, P.; M. L. TURNER; MEISSNER, R. Phosphorus. In: HAYGARTH, P. M. & JARVIS, S. C. (eds.) **Agriculture, hydrology, and water quality**. London, 2002. p. 29-56.
- LIMA, P. A. **Transporte de fósforo em solo arenoso adubado com esterco bovino**. Recife - PE, 2012. 85f. Tese (Doutorado em Tecnologia Energéticas e Nucleares) - Universidade Federal de Pernambuco, 2012.
- MANGRICH, A. S. Estruturas químicas das substâncias húmicas: estratégias de pesquisa. In: ENCONTRO BRASILEIRO DE SUBSTÂNCIAS HÚMICAS, 4, 2001, Viçosa. **Anais...** Viçosa: Sociedade Brasileira de Substâncias Húmicas. Universidade Federal de Viçosa, 2001. p. 5-17.
- MARTENS, D.A. Plant residue biochemistry regulates soil carbono cycling and carbono sequestration. **Soil Biology y Biochemistry**, v.32, p361-369, 2000.
- MATOS, A. T. **Fatores de retardamento e coeficiente de dispersão-difusão do zinco, cádmio, cobre e chumbo, em solos do Município de Viçosa**. 1995, 110 f. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 1995.
- McBRIDE, M. B. **Environmental Chemistry of Soils**. Oxford University Press. New York. 1994. 406p.
- McDOWELL, R. & SHARPLEY, A.N. Phosphorus losses in subsurface flow before and after manure application to intensively farmed land. **Science Total Environent**, 278:113-125, 2001.
- MELO FILHO, J.F. & SOUZA, A.L.V. **O manejo e a conservação do solo no semiárido baiano: Desafios para a sustentabilidade**. Bahia Agrícola. 7:50-60, 2006.
- MENDONÇA, E.S. & MATOS, E.S. **Matéria orgânica do solo: Métodos de análises**. Viçosa, MG, Universidade Federal de Viçosa, 2005. 107p.
- MENDONÇA, E.S.; SILVA, C. A.; MEDEIROS, M. L.; FONTES, M. P. F. Carbono orgânico extraído por soluciones salinas y su relación com otras formas de carbono de suelos tropicales. **Agrociências**, Chapingó, v. 35, p. 397-406, 2001.
- MENEZES, R. S. C.; SILVA, T. O. Mudanças na fertilidade de um Neossolo Regolítico após seis anos de adubação orgânica. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. v.12, n.3, p.251–257, 2008.
- MENEZES, R. S. C; SALCEDO, I. H. Mineralização de N após incorporação de adubos orgânicos em um Neossolo Regolítico cultivado com milho. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.11, n.4, p.361-367, 2007.

- MILFONT, M. L.; ANTONINO, A. C. D.; MARTINS, J. M. F.; NETTO, A. M.; CORRÊA, M. M. Caracterização hidrodispersiva de dois solos do Vale do Rio São Francisco. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v.1, p.81-87, 2006.
- MOREIRA, A.; MALAVOLTA E. Dinâmica da matéria orgânica e da biomassa microbiana em solo submetido a diferentes sistemas de manejo na Amazônia Ocidental. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.39, p.1103-1110, 2004.
- MURPHY, J. & RILEY, J.P. A Modified single solution method for determination of phosphate in natural waters. **Anal. Chem. Acta**, Oxford, v.27, n.1, p.31-36, 1962.
- NIELSEN, D.R.; Van GENUCHTEN, M.T. & BIGGAR, J.W. Water flow and solute transport process in the unsaturated zone. **Water Resources Research**. v. 22, p. 895-1085, 1986.
- NOVAIS, R.F. & SMYTH, T.J. **Fósforo em solo e planta em condições tropicais**. Viçosa, MG, Universidade Federal de Viçosa, 1999. 399p.
- NOVAIS, R.F.; SMYTH, T. J.; NUNES, F.N. Fósforo. In: NOVAIS, R.F.; ALVAREZ V., V.H.; BARROS, N.F. FONTES, R.L.; CANTARUTI, R.B.; NEVES, J.C.L. (eds.) **Fertilidade do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. p. 471-550.
- NUNES, L. A. P. L.; FALCÃO SOBRINHO, J.; FALCÃO C. L. C. Quantificação de perdas de solo cultivado com milho e sob vegetação em um maciço residual úmido no semi-árido cearense. **Bioscience Journal**, Uberlândia, v. 25, n. 3, p. 65-73, May/June 2009.
- OJEKAMI, A.; IGE, D.; HAO, X.; AKINREMI, O. Phosphorus Mobility in a Soil with Long Term Manure Application. **Journal of Agricultural Science**, v. 3, p. 25-37, 2011.
- OLATUYI, S. O.; AKINREMI, O. O.; FLATEN, D. N. & CROW, G. H. Accompanying cations and anions affect the diffusive transport of phosphate in a model calcareous soil system. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 89, p. 179-188, 2009.
- OLIVEIRA, E. M. M. **Fatores de retardamento e coeficientes de dispersão-difusão de fósforo, potássio e nitrogênio em cinco solos de minas gerais**. 2001. 56 f. Tese (Doutorado-Solos e Nutrição de Plantas), Universidade Federal de Viçosa, Viçosa. 2001.
- OLSEN, E. R.; WATANABE, F. S. A method to determine a phosphorus adsorption maximum of soil as measured by the Langmuir isotherm. **Soil Science Society of America Proceedings**, v. 21, p. 144-149, 1957.
- PARFITT, R.L. Phosphate reactions with natural allophane, ferrihydrite and goethite. **Journal of Soil Science**. v. 40, p. 359-369, 1989.
- PARKER, J. C., AND M. TH. VAN GENUCHTEN. Determining transport parameters from laboratory and field tracer experiments, Bull. 84-3, **Virginia Agricultural Experiment Station**, Blacksburg, p. 1984.
- PINTO, F. A. **Sorção e dessorção de fósforo em solos de cerrado**. Jataí, 2012. 46f. Dissertação (Mestrado em Agronomia, Produção vegetal) – Universidade Federal de Goiás, Jataí, 2012.
- PIOVESAN, R. P.; FAVARETTO, N.; PAULETTI, V.; MOTTA, A. C. V. & REISSMANN, C. B. Perdas de nutrientes via subsuperfície em colunas de solo sob fertilização mineral e orgânica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, p.757-766, 2009.

- RANNO, S. K.; SILVA, L. S.; GATIBONI, L. C.; RHODEN, A. C. Capacidade de adsorção de fósforo em solos de várzea do estado do Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. v. 31, p. 21-28, 2007.
- RHEINHEIMER, D. S.; ANGHINONI, I.; CONTE, E.; KAMINSKI, J.; GATIBONI, L.C. Dessorção de fósforo avaliada por extrações sucessivas em amostras de solo provenientes dos sistemas plantio direto e convencional. **Ciência Rural**, Santa Maria. v. 33, p. 1053-1059, 2003.
- RICE, C. W.; MOORMAN, T. B.; BEARE, M. Role of microbial bioamass carbon and nitrogen in soil quality. In: Doran, J. W.; Jones, A. J. (ed.) **Methods for assessing soil quality**. Madison: Soil Science Society of America, 1996. p.203-215.
- SAMPAIO, E.V.S.B.; PAREYYN, F.G.C.; FIGUEIRÔA, J.M.; SANTOS Jr. A.G. **Espécies da flora nordestina de importância econômica potencial**. Recife, APNE. 2005, 331p.
- SANTOS, A. C., SALCEDO, I H. & GALVÃO, S. R. S. Relações entre uso do solo, relevo e fertilidade do solo em escala de microbacia. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.12, n.5, p.498–504, 2008.
- SANTOS, J. J.; DUMONT, S. N. Análise de sensibilidade do modelo “midi” aplicado ao deslocamento de nitrato em colunas verticais de solo não saturado. In: ENCONTRO TÉCNICO-CIENTÍFICO DA 7ª ECOLATINA, **Anais...** Belo Horizonte, 2007.
- SATO, S. & COMERFORD, N. B. Influence of soil ph on inorganic Phosphorus sorption and desorption in A humid brazilian ultisol. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. v. 29, p. 685-694, 2005.
- SCHOUMANS, O. F.; GROENENDIJK, P. Modeling soil phosphorus level and phosphorus leaching from agricultural land in the Netherlands. *Journal of Environmental Quality*. 29: 111-116, 2000.
- SCHWERTMANN, U. **Differenzierung der eisen oxide des bodens durch extraktion unit saurer ammoniumoxalat-losung**. Z. Pflanzenernaehr. Bodenkd, 105: 194-202, 1964.
- SEVERINO, L. S.; Lima, R. L. S.; Beltrão, N. E. M; **Composição Química de Onze Materiais Orgânicos Utilizados em Substratos para Produção de Mudas**. Embrapa Algodão: Campina Grande. 2006. 5 p (Manual Técnico, n.278)
- SHARPLEY, A. N.; WELD, J. L.; BEEGLE, D. B.; KLEINMAN, P. J. A.; GBUREK, W. L.; MOORE, P. A.; MULLINS, G. Development of phosphorus indices for nutrient management planning strategies in the U.S. **Journal Soil Water Conservation**, v. 58, p. 137–152. 2003.
- SHARPLEY, A.N. & HALVORSON, A.D. The management of soil phosphorus availability and its transport in agricultural runoff. In: LAL, R., ed. **Soil Processes and Water Quality**. Boca Raton, Lewis Publishers, 1994. p.1-84.
- SHARPLEY, A.N.; MCDOWELL, R.W. & KLEINMAN, J.A. Phosphorus loss from land to water: Integrating agricultural and environmental management. **Plant Soil**, 237:287-307, 2001.
- SILVA, I, R.; MENDONÇA, E.S. Matéria orgânica do solo. In: NOVAIS, R.F.; V. ALVAREZ, V.H.; BARROS, N.F.; FONTES, R.L.F.; CANTARUTTI, R.B.; NEVES, J.C.L. (eds.). **Fertilidade do solo**. Viçosa, MG; SBCS, 2007, p. 275-374.

- SILVA, J.R.C. Erosão e produtividade do solo no semi-árido. In: OLIVEIRA, T.S.; ASSIS JR., R.N.; ROMERO, R.E. & SILVA, J.R.C., eds. **Agricultura, sustentabilidade e o semi-árido**. Fortaleza, Universidade Federal do Ceará – Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2000. p.168-213.
- SILVA, T. O.; MENEZES, R. S. C. Adubação orgânica da batata com esterco e, ou, *Crotalaria juncea*. II – Disponibilidade de N, P e K no solo ao longo do ciclo de cultivo. **Revista Brasileira de Ciência do solo**, v.31, p.51-61, 2007.
- SIMS, J.T.; PIERZYNSKI, G.M. Chemistry of phosphorus in soils. In: TABATABAI, M.A.; SPARKS, D.L. Chemical processes in soils. **Soil Science Society of America**, Madison, 2005. p.151-192.
- SNYDER, J. D.; TROFYMOW, J. A. A rapid accurate wet oxidation diffusion procedure for determining organic and inorganic carbon in plant and soil samples. **Communication. Soil Science and Plant Analysis**. 15: 587-597. 1984.
- SOARES, M. R. & CASAGRANDE, J. C. In: RIBEIRO, M. R.; NASCIMENTO, C. W.; RIBEIRO FILHO, M. R. & CANTALICE, J. R. B. **Tópicos em Ciência do Solo**. Viçosa, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2009, p. 71-184.
- SYSTAT SOFTWARE. **SigmaPlot for windows**. Version 10.0. San Jose: Systat Software, 2006.
- TEIXEIRA, V. G.; COUTINHO, F. M. B.; GOMES, A. S. Principais métodos de caracterização da porosidade de resinas à base de divinilbenzeno. **Química Nova**, v. 24, p. 808-818, 2001.
- TITO, G. A.; CHAVES, L. E. G.; CARVALHO, H. O.; AZEVEDO, N. C. Aplicação de bentonita em um regossolo eutrófico. II. Efeitos sobre as propriedades químicas do solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.1, n.1, p.25-27, 1997.
- VALLADARES, G.S.; PEREIRA, M.G. & ANJOS, L.H.C. Adsorção de fósforo em solos de argila de atividade baixa. **Bragantia**, 62:111-118, 2003.
- VAN DER ZEE, S. & GJALTEMA, A. Simulação de transporte de fosfato em colunas de solo. I. O desenvolvimento do modelo. *Geoderma*, 52: 87-109, 1992.
- VAN DER ZEE, S. E. A. T. M.; VAN RIEMSDIJK, W. H. Model for the reaction kinetics of phosphate with oxides and soil In: G. H. BOLT et al. (Eds.) **Interactions at the Soil Colloid – Soil Solution Interface**, Netherlands, 205-239, 1991.
- VAN DER ZEE, S. E. A. T. M.; VAN RIEMSDIJK, W. H. Model for the reaction kinetics of phosphate with oxides and soil In: G. H. BOLT et al. (Eds.) **Interactions at the Soil Colloid – Soil Solution Interface**, Netherlands, 205-239, 1991.
- VAN DER ZEE, S. E. A. T. M.; VAN RIEMSDIJK, W. H. Sorption kinetics and transport of phosphate in sandy soil. **Geoderma**, Amsterdam, 38: 293-309, 1986.
- VAN DER ZEE, S.E.A.T.M.; FOKKINK, L. G. J.; VAN RIEMSDIJK, W. H. A new technique for assessment of reversibly adsorbed phosphate. **Soil Science America Journal**. 51: 599-604, 1987.
- VAN GENUCHEN, M. . & ŠIMŮNEK, J. Integrated modeling of vadose zone flow and transport processes, Proceedings. **Unsaturated Zone Modelling: Progress, Challenges and**

Applications, Edited by. R. A. Feddes, G. H. de Rooij & J. C. van Dam, Wageningen, The Netherlands, October 3-5, pp. 37-69. 2004.

VAN GENUCHTEN, M. Th. A closed form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. **Soil Science Society of America Journal**. Madison, v. 44, p. 892-898, 1980.

VAN GENUCHTEN, M.T.; WIERENGA, P.J. Solute dispersion: coefficients and retardation factors. In: KLUTE, A. (ed.) **Methods of soil analysis**. Part 1: Physical and mineralogical methods. Madison, ASA, SSSA, 1986. p. 1025-1031.

VANCE, E. D.; BROOKES, P. C.; JENKINSON, D. S. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. **Soil Biol. Biochemistry**. v. 19, p.703-707, 1987.

XAVIER, F. A. S.; OLIVEIRA, T. S.; ANDRADE, F. V.; MENDONÇA, E. S. Phosphorus fractionation in a sandy soil under organic agriculture in Northeastern Brazil. **Geoderma**, v. 151: 417–423, 2009.